



Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet forarbejde til Vandmiljøplan III

Jacobsen, B. H.; Abildtrup, J.; Andersen, M.; Christensen, T.; Hasler, B.; Hussain, Z. B.; Huusom, H.; Jensen, J. D.; Schou, J. S.; Ørum, J. E.

Publication date:
2004

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):

Jacobsen, B. H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z. B., Huusom, H., Jensen, J. D., Schou, J. S., & Ørum, J. E. (2004). *Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet: forarbejde til Vandmiljøplan III*. Fødevareøkonomisk Institut. Rapport / Fødevareøkonomisk Institut Nr. 167

Fødevareøkonomisk Institut

Rapport nr. 167

Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstof- stab til vandmiljøet

- Forarbejde til Vandmiljøplan III

Costs of Reducing Nutrient Losses from Agriculture

- Analyses prior to the Danish Aquatic Programme
III

*Brian H. Jacobsen, Jens Abildtrup, Martin Andersen,
Tove Christensen, Berit Hasler, Zubair B. Hussain,
Henrik Huusom, Jørgen D. Jensen, Jesper S. Schou
og Jens Erik Ørum*

København 2004

Indholdsfortegnelse:

Forord	9
Sammendrag	11
1. Introduktion.....	17
1.1. Baggrund	17
1.2. Formål med økonomimodelgruppens arbejde og afgrænsninger.....	17
1.3. Miljømål og virkemidler i VMPIII arbejdet	20
1.3.1. Nationale analyser	20
1.3.2. Regionale analyser.....	22
1.4. Disponering af rapporten.....	22
2. Tidligere analyser af virkemidler til reduktion af næringsstofstab.....	25
2.1. Analyser af omkostninger ved Vandmiljøplan I og II	25
2.1.1. Vandmiljøplan I og Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug .	25
2.1.2. Vandmiljøplan II.....	27
2.1.3. Samlet udvikling fra 80'erne og til i dag	29
2.2. Andre analyser af kvælstofreguleringen.....	30
2.2.1. Tidligere analyser	31
2.2.2. Analyser af afgifter som forarbejde til Vandmiljøplan III.....	34
2.2.3. Erfaringer fra de gennemførte analyser	35
3. Metode og modelvalg.....	37
3.1. Sektor- og samfundsøkonomiske metoder og analysetilgange	37
3.2. Analysemetode	38
3.2.1. Sammenhæng mellem de gennemførte økonomi- og miljøanalyser	38
3.3. Omkostningseffektive valg af virkemidler	40
3.4. Integrerede analyseværktøjer til belysning af økonomi og kvælstofstab	42
3.5. Oversigt over de anvendte modeller	44
3.6. Sektorøkonomiske analyser (ESMERALDA).....	46
3.6.1. Teorigrundlag og metode.....	46
3.6.2. Data og estimerede adfærdsparametre	49
3.6.3. Modellering af næringsstofbalancer på sektorniveau	51
3.7. Bedriftsøkonomisk jordrentemodell	52
3.7.1. Datagrundlag	53

3.7.2.	Resultatmål	55
3.7.3.	Modelbeskrivelse	56
3.8.	Jordrentetab ved udtagning	58
3.9.	Velfærdsøkonomisk analyse	59
3.9.1.	Konsekvensbeskrivelse og sammenhæng med de øvrige analyser	60
3.9.2.	Prisforudsætninger i den velfærdsøkonomiske opgørelse	62
3.10.	Renteforudsætninger	65
4.	Udvikling i landbrugsproduktionen frem mod 2010	67
4.1.	Bedriftsstruktur	67
4.2.	Grundfremskrivningens beregningsforudsætninger	68
4.3.	Regional udvikling i landbrugsproduktionen	70
4.4.	Landbrugsproduktionen i 2010 sammenholdt med andre analyser	80
4.5.	2003 reformen af EU's landbrugspolitik	84
4.6.	Opsamling	89
5.	Afgiftsregulering i forhold til landbrugets kvælstofbelastning	91
5.1.	Indledning	91
5.2.	Beregningsforudsætninger	92
5.3.	Resultater	94
5.4.	Afsluttende diskussion om afgifter	102
5.5.	Afsluttende om afgifter	104
6.	Analyse af administrative virkemidler	107
6.1.	Arealrelaterede virkemidler	108
6.1.1.	Udtagning af omdriftsarealer i ådale til etablering af vådområder	108
6.1.2.	Udtagning af omdriftsarealer til skovrejsning	112
6.1.3.	MVJ-ordninger i SFL-områder	113
6.1.4.	Tvungen udtagning af omdriftsarealer (højbund)	115
6.1.5.	Økologisk jordbrug	115
6.2.	Gødningsrelaterede virkemidler	116
6.2.1.	Bedre foderudnyttelse	117
6.2.2.	Skærpelse af udnyttelseskravet til husdyrgødning	117
6.2.3.	Målretning af efterafgrøder (omplacering og udvidelse)	118
6.2.4.	Reduktion af N-normer	121
6.2.5.	Reduceret husdyrhold	124
6.2.6.	Øget bioforgasning af gylle	126
6.2.7.	Forsuring af gylle i alle gyllebaserede kvæg og svinestalde	127

6.3. Valg af virkemidler ud fra omkostningseffektivitet	128
7. Reduktion af fosforoverskud.....	135
7.1. Nationalt fosforoverskud	135
7.2. Virkemidler til reduktion af fosforoverskuddet.....	137
7.3. Reduktion af fosforoverskud ved ændret fodring	138
7.4. Økonomiske virkemidler	142
7.5. Administrativ regulering.....	143
7.5.1. Normer for fosfor.....	143
7.5.2. Arealrelaterede virkemidler til reduktion af fosfortab	147
7.6. Opsamling vedrørende fosforregulering.....	150
8. Analyse af Odense Fjord opland	153
8.1. Introduktion	153
8.2. Driftsøkonomiske resultater for Fyns Amt og Odense Fjord opland.....	155
8.2.1. Regnskabsstatistik for Fyns Amt	155
8.2.2. Jordrente og indtjening under forskellige forhold	157
8.2.3. Driftsøkonomisk opregning for Fyn	162
8.2.4. Driftsøkonomisk kortlægning af Fyn.....	165
8.3. Gødningsrelaterede virkemidler	167
8.3.1. Bedre foderudnyttelse.....	168
8.3.2. Efterafgrøder (omplacering og udvidelse).....	168
8.3.3. Reduktion af husdyrholdet.....	169
8.4. Arealrelaterede virkemidler	171
8.4.1. Udtagning til vådområder	171
8.4.2. Udtagning af landbrugsjord til skovrejsning	176
8.4.3. MVJ-ordninger	179
8.5. Opsamling på virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen.....	180
8.6. Udtagningsscenarier	184
8.7. Fosforregulering i Odense Fjord opland.....	187
8.7.1. Fosforoverskud fordelt på bedriftstyper	187
8.7.2. Effekt af fosbornormer og ændret fodring på fosforoverskud.....	188
8.8. Opsamling på analyse af Odense Fjord opland	192
9. Administrationsomkostninger	195
9.1. Afgrænsning af administrationsomkostninger.....	195
9.2. Administrationsomkostninger for landbruget.....	199
9.2.1. Landbrugets administrative opgaver.....	199

9.2.2.	Den generelle gødningsregulering.....	199
9.2.3.	Brødhvedeordningen	206
9.2.4.	Arealspecifikke tiltag.....	207
9.3.	Myndighedernes administrationsomkostninger ved VMP II.....	208
9.3.1.	Indledning.....	208
9.3.2.	Administrationsomkostninger ved gødningsrelaterede tiltag	211
9.3.3.	Administration af areal- og driftsrelaterede tiltag.....	213
9.3.4.	Myndighedernes samlede administrationsomkostninger.....	215
9.4.	Sammenfatning af administrationsomkostninger	218
9.5.	Administrationsomkostninger ved en kvælstofafgift.....	220
9.5.1.	Effekt for myndighederne.....	221
9.5.2.	Effekt for landbruget	222
9.5.3.	Sammenligning mellem gødningsregnskab og afgifter	223
10.	Afledte effekter ved regulering af næringsstoffabet.....	225
10.1.	Velfærdsøkonomisk scenarieanalyse.....	225
10.2.	Afledte emissionseffekter af de enkelte tiltag.....	225
10.3.	Biodiversitet og rekreative værdier	229
11.	Velfærdsøkonomiske analyser af afgifter, nedsat norm og reduceret husdyrproduktion	233
11.1.	Indledning.....	233
11.2.	Modelgrundlag og konsistens til de øvrige analyser i VMP III arbejdet ..	233
11.3.	Balanceafgift på kvælstof.....	234
11.4.	Normreduktion og reduceret husdyrproduktion	235
11.5.	Sammenligning af konsekvenserne ved afgifter og reducerede normer ...	237
12.	Velfærdsøkonomisk analyse af efterafgrøder og udtagning.....	241
12.1.	Efterafgrøder.....	241
12.2.	Udtagning af arealer	242
12.3.	Beregningsresultater for udtagningsscenarier 5, 10, 25 og 50 pct.	248
12.4.	Opsamling på velfærdsøkonomisk analyse af virkemidler.....	252
13.	Diskussion og fremtidige perspektiver.....	255
	Summary.....	261
	Litteraturliste	267

Appendiks 1. Rapporter fra de tekniske undergrupper under VMPIII	279
Appendiks 2. Beregning af skyggeafgift ved stramning af gødningsnorm.....	281
Appendiks 3. VVM-redegørelser og VVM-screeninger i amterne.....	282
Appendiks 4. Fosfortildelingen fordelt på bedriftstyper i Fyns Amt 2000/01	285
Appendiks 5. Konsekvensskema for balanceafgift (budgetøkonomisk).....	286
Appendiks 6. Konsekvensskema for normer og harmoni (budgetøkonomisk).....	287
Appendiks 7. Konsekvensskema for vårbyg.....	288
Appendiks 8. Konsekvensskema for efterafgrøder.....	289
Appendiks 9. Tilskud til omlagte, udtagne arealer	290
Appendiks 10. Forudsætninger vedr. N-udvaskningen ved udtagning.....	291
Appendiks 11. Beregning af jordrenten i referencesituationen.....	292
Appendiks 12. Ændret tidspræference-rate	296
Appendiks 13. Jordrenteberegninger ved udtagning	297

Forord

Fødevareministeriet og Skov- og Naturstyrelsen har nedsat en række tekniske undergrupper, der skal lave forarbejdet til en fremtidig Vandmiljøplan III. En af disse grupper er økonomimodelgruppen (F6a), og denne rapport beskriver økonomimodelgruppens arbejde.

Undergruppen har haft til formål at gennemføre en række konsekvensvurderinger af mulige virkemidler til begrænsning af kvælstof- og fosfortab både nationalt og regionalt. De økonomiske analyser omfatter analyser af omkostningerne ved de enkelte virkemidler, samt en vurdering af virkemidlernes omkostningseffektivitet, hvor omkostningerne sættes i forhold til fx den opnåede reduktion i kvælstofudvaskningen. Endvidere er der foretaget en opgørelse af nogle af de administrative omkostninger, der er forbundet med de eksisterende Vandmiljøplaner. Endelig foretages også en velfærdsøkonomisk analyse af de enkelte virkemidler med og uden indregning af sideeffekter.

Udover de nationale analyser for kvælstof og fosfor er endvidere foretaget regionale analyser for Odense Fjord oplandet, hvor den geografiske placering af de realrelaterede virkemidler indgår.

Økonomimodelgruppen har bestået af følgende deltagere:

Brian H. Jacobsen (FØI) (formand), Jørgen D. Jensen (FØI), Martin Andersen (FØI), Henrik Husum (FØI), Tove Christensen (FØI), Jens Abildtrup (FØI), Jens Erik Ørum (FØI), Berit Hasler (DMU), Jesper S. Schou (DMU), Nanna Vestereng (Fødevareministeriet) og Lars B. Jensen (Fødevareministeriet).

Derudover har følgende ressourcepersoner fulgt gruppens arbejde:

Hans Larsen (Skatteministeriet), Torben Wiborg (Dansk Landbrug), Susanne Clausen (Dansk Kvæg), Jacob Rasmussen (Landsudvalget for Svin), Lars G. Hansen (AKF), Sune Schou og Kåre Clemmensen (Finansministeriet), Claus Vangsgaard og Helle Andersen (Dansk Vand- og Spildevandsforening), Tommy Dalgaard (DJF), Jørgen Schou (Miljøstyrelsen), Svend Jespersen (Det Økonomiske Råd) og Kurt Nielsen (DMU).

Gruppen vil gerne takke ressourcepersonerne for konstruktive kommentarer i forløbet. Konklusioner i rapporten er dog forfatterens ansvar og er ikke nødvendigvis udtryk for ressourcepersonernes holdning til emnet.

Fødevareøkonomisk Institut
Juni 2004

Søren E. Frandsen

Sammendrag

Formålet med rapporten er at analysere de økonomiske konsekvenser for landbruget og samfundet ved forskellige virkemidler til begrænsning af kvælstofudvaskningen og fosforoverskuddet, nationalt og regionalt, hvor Odense Fjord oplandet er udvalgt som et case område for de regionale analyser. Formålet er endvidere at opgøre og sammenligne virkemidlernes omkostningseffektivitet, hvor omkostninger relateres til den forventede reduktion i henholdsvis kvælstofudvaskning og fosforoverskud.

En sådan sammenligning er en meget kompleks opgave som bl.a. har krævet integration af økonomi- og miljømodeller. Flere typer af økonomiske modeller og metoder er derfor taget i anvendelse. Til vurdering af de erhvervs- og budgetøkonomiske konsekvenser er anvendt Fødevarøkonomisk Instituts ESMERALDA-model, bedriftsøkonomiske beregninger med statisk komparative kalkuler og modeller samt beregninger af administrationsomkostninger for erhverv og myndigheder. For at vurdere de samfundsøkonomiske konsekvenser er der udført velfærdsøkonomiske beregninger, hvor også kvælstofreguleringens effekter for andre miljømålsætninger (sideeffekter) er indregnet. Der er således skabt et mere omfattende og bredere analysefundament end ved udarbejdelsen af Vandmiljøplan I og II.

Kvælstof

Mens administrativ regulering og udtagningsordninger er kendte og afprøvede reguleringsformer er afgifter et uafprøvet middel i forhold til kvælstofregulering. I rapporten er effekterne af en såkaldt pantafgift på sektorniveau analyseret. Ved denne model afgiftsbelægges al kvælstoftilførsel til landbruget, mens der ydes refusion for alt kvælstof som fraføres bedrifterne. I analysen forudsættes afgifter at erstatte en del af den nuværende administrative regulering, nemlig kvælstofnormer og krav til udnyttelse af husdyrgødning. Harmonikravet forudsættes bibeholdt.

Beregningerne viser, at erstatning af denne regulering kræver en pant-afgift på godt 3 kr. pr. kg N og den skønnes at give en omkostningsbesparelse på 60-70 mio. kr. ved samme miljømål (fuld implementering af Vandmiljøplan II). I samfundsøkonomiske priser svarer dette til 75-90 mio. kr. og besparelsen vurderes at være et nedre skøn. De sektorøkonomiske analyser viser, at en afgift på 4 kr. pr. kg N vil betyde en omkostning på ca. 13 kr. pr. kg reduceret N-udvaskning, hvis provenuet tilbageføres til landbruget. En afgift på 8 kr. pr. kg N vil tilsvarende føre til en tilpasningsomkostning på ca. 17 kr. pr. kg reduceret kvælstofudvaskning, mens en afgift på 12 kr. pr. kg N koster ca. 20 kr. pr. kg reduceret udvaskning. Sidstnævnte er dog meget usikker, idet hø-

je afgifter medfører store adfærdsændringer så som braklægning af arealer med negativ jordrente. Der kræves en afgift på ca. 12 kr. pr. kg N for at reducere N-udvaskningen med 10 pct. i forhold til en fuld implementering af Vandmiljøplan II (VMPII). Den samlede omkostning, når provenuet af afgiften tilbageføres, er beregnet til ca. 420 mio. kr.

Blandt de administrative virkemidler viser de budgetøkonomiske analyser, at omplacering og nyetablering af efterafgrøder, bedre foderudnyttelse og etablering af vådområder er blandt de billigste virkemidler, mens udtagning af jord og græsordningen under MVJ, samt reduceret husdyrhold er blandt de dyreste tiltag. Rangordningen er foretaget ud fra omkostningerne pr. kg reduceret kvælstofudvaskning.

De samlede omkostninger ved at reducere kvælstofudvaskningen med 10 procent i forhold til fuld VMPII ved hjælp af administrative virkemidler udgør 365 mio. kr., svarende til 21 kr. pr. kg reduceret kvælstofudvaskning. Omkostningen er lidt lavere end ved brug af afgifter, men dette skyldes, at billige virkemidler som fx omplacering af efterafgrøder ikke indgår i ESMERALDA modellens analyse, hvorfor omkostningerne ved afgifter er et overkantsskøn. Dertil kommer, at der sandsynligvis sker en undervurdering af effekten af afgifter på kvælstofudvaskningen, idet der ikke indregnes teknologiændringer, som en afgift også må antages at give anledning til. En reduktion af udvaskningen med 25 pct. ved hjælp af administrativ regulering koster ca. 1,5 mia. kr., når der vælges den mest omkostningseffektive kombination, mens en reduktion af udvaskningen på 50 pct. ikke kan nås med de opstillede virkemidler. Det vurderes, at der for at nå dette mål kræves en betydelig reduktion af landbrugsarealet og husdyrproduktionen, og både de miljømæssige konsekvenser og omkostningerne er meget usikre.

De velfærdsøkonomiske analyser, der angiver omkostningerne for samfundet, viser, at balanceafgiften (pantmodellen) er det mest omkostningseffektive virkemiddel. Dette resultat understøttes også af tidligere forskning på området. Blandt de administrative virkemidler er efterafgrøder det mest omkostningseffektive, mens de fleste udtagningsordninger vil medføre et forholdsvis stort velfærdsøkonomisk tab. Et meget omkostningseffektivt udtagningsscenario er braklægning under EU's hektarstøtteordning. Det er her forudsat, at tilskuddet fuldt ud finansieres af EU, hvilket betyder, at de velfærdsøkonomiske omkostninger set fra et nationalt synspunkt bliver relativt lave.

I de velfærdsøkonomiske beregninger er omkostningseffektiviteten af de beskrevne virkemidler beregnet med og uden de afledte effekter i form af drivhusgas- og ammoniakemission. Værdien af andre afledte effekter så som rekreative værdier er ikke indregnet. Værdien af de afledte effekter, er for de forskellige virkemidler opgjort til 2 til 13 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. Værdien af de afledte effekter for normer og afgifter er ca. 6 kr. pr. kg N, mens værdien ved reduceret husdyrhold er højest med næsten 25 kr. pr. kg N. Analyserne viser, at den velfærdsøkonomiske rangordning af virkemidlerne er uafhængig af, om de afledte effekter inddrages.

Analysen af administrationsomkostninger for erhverv, stat, amter og kommuner viser, at erhvervets omkostninger til gødningsplaner og regnskab samt tilsyn i alt udgør ca. 80 mio. kr., svarende til ca. 1.900 kr. pr. landmand. Dertil kommer omkostninger for erhvervet i forbindelse med arealrelaterede virkemidler, der omfatter ca. 2,1 mio. kr. årligt. Myndighedernes omkostninger udgør i alt 127 mio. kr., hvoraf de 25 mio. kr. er knyttet til gødningsregnskaber og harmoniregler, 46 mio. kr. til kommunernes landbrugstilsyn, mens 55 mio. kr. er knyttet til arealrelaterede virkemidler. De budgetøkonomiske omkostninger pr. kg reduceret N-udvaskning ved de arealrelaterede virkemidler øges samlet med godt 8 pct., når myndighedernes og erhvervets administrative omkostninger indregnes. Samlet er de årlige administrative omkostninger for de gødningsrelaterede virkemidler dobbelt så høje som de arealrelaterede virkemidler.

Indregning af administrationsomkostningerne ved gødningsplanlægning og regnskab gør således den gødningsrelaterede norm-regulering dyrere end de ovennævnte tilpasningsomkostninger antyder. Omvendt vil tilpasninger af denne regulering, fx i form af yderligere normsænkning eller introduktion af en fosfornorm formodentlig kunne ske uden væsentlige meromkostninger. En overgang fra gødningsregnskaber til den foreslåede balanceafgift vil kun reducere de administrative omkostninger i beskedent omfang. Såfremt kvælstoffikserende afgrøder inddrages i afgiftsgrundlaget kan balanceafgiften dog forventes at medføre højere administrative omkostninger end den nuværende regulering. Erhvervets omkostninger til gødningsplanlægning vil stort set være uændret.

Der er for Odense Fjord oplandet lavet en analyse af de samlede omkostninger ved at reducere kvælstofafstrømningen til fjorden med henholdsvis 300, 600 og 1.200 tons N. Dette svarer til en reduktion på ca. 15, 30 og 60 pct. I analysen er anvendt de administrative og arealrelaterede virkemidler, som er foreslået af scenariegruppen. Omkostningerne ved disse tre reduktionsmål udgør ca. 10, 27 og 64 mio. kr., hvilket svarer til ca. 26, 35 og 38 kr. pr. kg reduceret N-udvaskning. Beregnet i forhold til kvæl-

stofafstrømningen til fjorden udgør omkostningen mellem ca. 37 og 61 kr. pr. kg N for de tre reduktionsniveauer. Anvendes i stedet de mest omkostningseffektive virkemidler omfattende større arealer med efterafgrøder og vådområder halveres omkostningerne ved at nå de angivne reduktionsmål. Ved anvendelse af tvungen udtagning alene udgør omkostningerne 37-79 kr. pr. kg N i reduceret N-afstrømning.

Omkostningerne ved reduktion af kvælstofudvaskningen i Odense Fjord er lavere end i de nationale analyser, da omkostningen ved vådområder er opgjort ud fra jordrentetabet, mens de nationale analyser er baseret på tilskudssatser. Typisk vil den nødvendige kompensation ved frivillige ordninger overstige det beregnede jordrentetab.

På baggrund af både sektor- og velfærdsøkonomiske analyser kan det konkluderes, at afgifter er mere omkostningseffektive end administrativ regulering. Således vil en udskiftning af store dele af den eksisterende regulering med en afgiftsregulering kunne medføre en betragtelig omkostningsbesparelse for samfundet. Analyserne viser dog også, at hvis kvælstofudvaskningen skal reduceres markant i forhold til det nuværende niveau, så er det svært at opfylde dette med normreduktioner eller afgifter. I så fald vil omfattende udtagning af arealer være nødvendig. Udtagningerne bør målrettes regionalt for at opnå den mest omkostningseffektive implementering.

Fosfor

I modsætning til kvælstof er der ikke tidligere foretaget økonomiske analyser af omkostningerne ved at reducere fosforoverskuddet eller fosforudvaskningen. Fundamentet for disse analyser er således mere usikkert.

En ændret fodringspraksis vil kunne reducere fosforoverskuddet med ca. 15.000 tons til ca. 19.000 tons fosfor, svarende til et overskud på ca. 7 kg P pr. ha. Det vurderes som stort set omkostningsneutralt at ændre fodringen til øget brug af fytase samt evt. fasefodring. En sådan ændring i fodringspraksis er undervejs og hovedparten af alle svinebedrifter vil formentlig anvende fytase i foderblandingerne i 2004. Udviklingen vil kunne fremmes ved brug af afgifter, men afgifter på fosfor er ikke analyseret i nærværende rapport.

En norm på fosfor svarende til et fosforoverskud på max. 10 kg fosfor pr. ha vil reducere det gennemsnitlige fosforoverskud med ca. 1 kg P pr. ha til 6 kg P pr. ha. Hvis det antages, at normsænkningen implementeres efter ændringer i fodringspraksis er foretaget, vil dette kræve en omfordeling af ca. 5 pct. af al husdyrgødning. Det er specielt intensive kvægbedrifter og fjerkræbedrifter, der påvirkes af dette krav. Det er

vurderet, at en omfordeling vil øge transportomkostningerne med 10 kr. pr. ton husdyrgødning. De samlede meromkostninger på 18 mio. kr. herved skal sammenholdes med en reduktion i omkostninger til køb af fosfor i handelsgødning på 17 mio. kr. Nettoomkostningerne er således begrænsede.

Et krav om balance mellem tilført og fraført fosfor vil koste ca. 350 mio. kr. svarende til ca. 20 kr. pr. kg P-overskud eller ca. 12 kr. pr. ton gylle. Dette krav vil betyde en omfattende omfordeling af husdyrgødningen mellem landsdelene. Omkostningerne er dog meget usikkert bestemt, og der er behov for mere detaljerede analyser.

Blandt en række arealrelaterede virkemidler, der kan bidrage til at reducere fosforafstrømningen, viser analyser, at etablering af vådområder er det mest omkostningseffektive virkemiddel. Dertil kommer, at vådområder også reducerer kvælstofafstrømningen.

Fosforanalysen for Fyns Amt viser de samme tendenser som på nationalt plan. Fosforoverskuddet er i udgangssituationen ca. 8 kg fosfor pr. ha. (markbalancen), hvilket er lidt lavere end landsgennemsnittet. Ændret fodring vil kunne reducere overskuddet med ca. 4 kg fosfor pr. ha. til en forholdsvis lav omkostning. Den forventede stigning i husdyrproduktionen i Fyns Amt frem mod 2010 vil omvendt øge overskuddet til 6 kg P pr. ha.

Afslutning

Der er med de udførte analyser taget et stort skridt i retning af miljøøkonomiske analyser, der dækker hele kæden fra bedriften til effekten i vandmiljøet for både kvælstof og fosfor. Analyserne har omfattet et bredt spektrum af virkemidler, der er analyseret ved hjælp af forskellige beregningsmodeller. Indbyrdes konsistens i analyserne er søgt sikret ved at opgøre alle virkemidlernes omkostningseffektivitet i kr. pr. kg N i reduceret udvaskning og ved at anvende sammenlignelige reduktionsmål. Det er valgt at foretage partielle sammenligninger mellem de enkelte systemer for at sikre, at sammenligningen af reguleringssystemer sker på et konsistent grundlag.

Næste udfordring bliver at gennemføre analyser for alle oplande i Danmark omfattende omkostningerne ved ændringer i tilløbet af næringsstoffer til vandmiljøet, som det er søgt gjort for Odense Fjord oplandet. Først herefter vil det være muligt at angive, hvad omkostningerne ved at implementere Vandrammedirektivet vil være.

Endvidere vil det i fremtidige analyser være relevant at inddrage den kombinerede effekt af lavere kvælstof og fosfortilførsel til vandmiljøet, som nogle virkemidler giver anledning til.

Analysearbejdet er udført som led i forberedelsen af en Vandmiljøplan III, med de tids- og ressourcemæssige begrænsninger, dette indebærer. Rapporten peger på en række områder, hvor der er behov for yderligere analyser, bl.a. en bedre koordination mellem miljø- og økonomianalyser og estimation af værdien af et bedre vandmiljø samt værdien af en række afledte effekter. Også de administrative omkostninger forbundet med miljøreguleringen burde undersøges nærmere. Der er endvidere en stor mangel på viden i relation til fosforregulering under danske forhold.

1. Introduktion

1.1. Baggrund

Siden midten af 80'erne er der gjort en stor indsats for at nedbringe næringsstofftilførslen til det danske vandmiljø, men der er ønsker om at reducere tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet yderligere. Dette ønske skal ses i lyset af, at der med den nuværende næringsstofftilførsel ikke nås den ønskede miljøtilstand i en række vandløb og søer (se Nielsen et al, 2004). Endvidere må det forventes, at implementering af EU's Vandrammedirektiv i Danmark vil medføre krav om en yderligere reduktion af næringsstofftilførselen til vandmiljøet.

Der er i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III nedsat 3 arbejdsgrupper, der skal se på henholdsvis generelle virkemidler for kvælstof, regionale virkemidler for kvælstof og regulering af fosfor. Under disse arbejdsgrupper har en række tekniske undergrupper gennemført detaljerede analyser af udvalgte emner (se oversigt over VMPIII rapporter i appendiks 1). En af disse tekniske undergrupper er økonomimodelgruppen, der varetager de miljøøkonomiske analyser (F6a).

Arbejdet med grundlaget for VMPIII har været opdelt i 2 faser. I fase 1 har en lang række tekniske undergrupper lagt det faglige fundament for valg af virkemidler. På det grundlag har scenariegruppen søgt at udvælge og sammenstille de mest omkostningseffektive virkemidler.

I fase II har det været miljømodel- og økonomimodelgruppernes opgave at vurdere de miljømæssige og økonomiske konsekvenser af de valgte virkemidler. Samlet vil arbejdet kunne danne baggrund for en vurdering af de enkelte virkemidler i forhold til en række forhold som økonomi, kvælstofudvaskning, fosforoverskud, ammoniakfordampning, emission af drivhusgasser og indvirkning på naturen.

1.2. Formål med økonomimodelgruppens arbejde og afgrænsninger

Formålet med økonomimodelgruppens arbejde i henhold til kommissoriet er at

- 1) beregne de økonomiske konsekvenser for landbruget og samfundet ved forskellige virkemidler til begrænsning af kvælstof- og fosfortab både regionalt og nationalt,
- 2) bidrage til en samlet analyse og opgørelse af virkemidlernes omkostningseffektivitet.

Omkostningseffektivitet er et udtryk for, at en given miljømålsætning opfyldes til de lavest mulige omkostninger for samfundet. Et virkemiddel siges at være effektivt, hvis det bidrager til, at det ønskede miljømål nås, mens omkostningseffektivitet indebærer at målopfyldelsen sker på den billigste måde. Begge kriterier er relevante, når flere reguleringsmuligheder og virkemidler skal analyseres, idet kun de effektive skal indgå i en analyse med henblik på en rangordning. Det gælder både, når der skal vælges mellem generel og regional regulering, og når der skal vælges mellem økonomiske og administrative virkemidler.

De økonomiske analyser belyser udover de erhvervs- eller sektorøkonomiske omkostninger også de administrative omkostninger, indbetalt provenu, samt samfundsøkonomiske konsekvenser i form af ændringer i samfundets samlede velfærd (velfærdsøkonomisk analyse). Målet er således at gennemføre analyser, der muliggør en konsistent sammenligning af forskellige reguleringssystemer. De økonomiske konsekvenser belyses for forskellige bedriftstyper og regioner i det omfang, det er muligt.

Virkemidler, der sigter mod at reducere kvælstofudvaskningen, kan have positive og negative sideeffekter så som fx ændret ammoniakfordampning, afledte natureffekter og ændret emission af drivhusgasser. Imidlertid kræver inddragelse af sideeffekter, at disse kan opgøres for alle virkemidler for, at rangordningen af virkemidlerne sker på samme grundlag. For de sideeffekter, der ikke opgøres kvantitativt, foretages en kvalitativ beskrivelse.

En cost-benefit analyse ville have muliggjort identifikation af det samfundsmæssige optimale forureningsniveau, idet såvel omkostninger som gevinster opgøres. Ved det optimale forureningsniveau vil omkostninger ved ændringer i miljøbelastningen svare til samfundets gevinst. Da sådanne værdisætningsundersøgelser er meget tids- og resourcekrævende har det dog ikke været muligt at gennemføre danske undersøgelser indenfor det givne tidsrum, og overførsel af resultater fra udenlandske undersøgelser vurderes ikke som hensigtsmæssig (Pedersen, 2002). Der gennemføres derfor ikke egentlige cost-benefit analyser af de enkelte virkemidler og reguleringssystemer.

Som noget nyt behandles i forarbejdet til Vandmiljøplan III (VMP III) ikke kun kvælstof, men også fosfor. For fosfor har der imidlertid ikke tidligere været udført så mange analyser, hvorfor beregningsgrundlaget her er mere sparsomt.

Endvidere udføres det både nationale og regionale analyser, ligesom den indbyrdes kobling belyses. Dette skal bl.a. ses i lyset af EU's Vandrammedirektiv, der stiller

krav om opstilling af en målsætning for vandmiljøet i de enkelte vanddistrikter og en plan til opnåelse af disse mål. Den regionale eller oplandsrelaterede dimension er således vigtigere i disse analyser end i tidligere Vandmiljøplaner. Det er vigtigt at påpege, at de opstillede mål ikke kan tages som endeligt udtryk for de krav, der stilles for at opfylde Vandrammedirektivet (Miljøministeriet, 2003). Et sideløbende projekt vil belyse, hvorledes tilpasningen til Vandrammedirektivet i Fyns Amt kan foregå i praksis (Fyns Amt, 2003b).

Formålet med at beregne de økonomiske konsekvenser for Odense Fjord oplandet er at illustrere, hvad det koster at opnå forskellige mål for kvælstofafstrømningen fra Odense Fjord oplandet med brug af forskellige virkemidler. I modsætning til de nationale analyser placeres de arealrelaterede virkemidler geografisk, hvorved konkret implementering og tilpasningsomkostninger kan beskrives med større detaljeringsgrad. Dette gælder også den konkurrence, der kan være mellem forskellige virkemidler (fx skovrejsning og MVJ-ordninger).

Endelig søger rapporten at give et første bud på de administrative omkostninger ved forskellige ordninger til reduktion af kvælstofudvaskningen. Da der tidligere kun er foretaget relativt få analyser af de administrative omkostninger for stat, amt, kommune og erhverv, skal de gennemførte analyser også ses som en vurdering af fremtidige forskningsbehov indenfor dette område. Målet er at sammenholde de administrative omkostninger med de udbetalte beløb eller tilsagn om fremtidig udbetaling. Ofte er de administrative omkostninger dog ikke opgjort på en måde, der muliggør en entydig opdeling på udvalgte virkemidler. Opgørelsen af de administrative omkostninger er således baseret på et mangelfuldt empirisk materiale, og derfor skal evt. ændringer i rangordning af virkemidlernes omkostningseffektivitet, der skyldes administrative omkostninger, fortolkes med stor varsomhed.

De tre arbejdsgrupper har ønsket analyser af tre reguleringssystemer (afgifter, adm. virkemidler og arealudtagning), hvor der indenfor hver er flere mål for kvælstofudvaskning og fosforoverskud. Dertil kommer, at der indgår mange virkemidler under administrative virkemidler både nationalt og regionalt. Økonomimodelgruppen har således måtte prioritere hvilke arbejdsopgaver, der kunne løses indenfor den fastsatte tidsramme på ca. 3 måneder. Dette betyder bl.a., at de regionale analyser i denne rapport ikke omfatter Mariager Fjord, ligesom analyser af tilpasningsomkostningerne for forskellige bedriftstyper er mindre detaljerede. Økonomimodelgruppen har udover arbejdet med denne rapport bistået med supplerende analyser direkte relateret til arbejdsgruppernes rapporter.

Økonomimodelgruppen har i denne tværfaglige analyse haft en relativ tæt kontakt med miljømodelgruppen for at sikre, at de økonomiske og miljømæssige vurderinger er baseret på de samme antagelser. Dette gælder fx adfærdsændringer og den fysiske placering af de arealrelaterede virkemidler. Endvidere har økonomimodelgruppen i fase II haft kontakt til en række andre tekniske undergrupper med henblik på at opstille konsistente beregningsforudsætninger og beskrivelser af de forventede effekter af de udvalgte virkemidler.

Det skal understreges, at den stillede opgave har været meget kompleks og har omfattet anvendelse af en række modeller. For at kunne anvende resultaterne til sammenligninger og rangordning af omkostningseffektivitet for forskellige virkemidler kræves det, at forudsætningerne er konsistente på tværs af modeller og beregningsgrundlag. Dette er imidlertid et meget strengt krav, og evt. konsistensproblemer vil derfor blive kommenteret undervejs.

1.3. Miljømål og virkemidler i VMPIII arbejdet

1.3.1. Nationale analyser

I de nationale analyser beregnes omkostningerne ved en reduktion af kvælstof (N) -udvaskningen med 5 pct., 10 pct., 25 pct. og 50 pct. i forhold til N-udvaskningen ved fuld implementering af Vandmiljøplan II (Leth-Petersen et al., 2003). Det er her forudsat, at N-udvaskningen i Danmark er 172.000 tons N ved fuld implementering af VMPII. Det vil sige, at de miljømål der skal opnås på nationalt niveau er en reduktion i N-udvaskningen på 8.600 tons N, 17.200 tons N, 43.000 tons N og 86.000 tons N.

Der er udpeget tre typer af reguleringssystemer for at opnå disse miljømål (se tabel 1.1):

- Økonomiske virkemidler (afgifter)
- Nuværende regulering (administrativ regulering og frivillig udtagning)
- Udtagning af arealer (tvungen udtagning)

For de økonomiske styringsmidler er det på baggrund af skattegruppens rapport foreslået, at afgiften på kvælstof udformes som en afgift på kvælstofoverskuddet opgjort som forskellen mellem indkøbt og fraført N (Larsen et al., 2003). Afgiften opkræves og udbetales på sektorniveau (gødningsleverandører, mejerier og slagterier). Dette betyder, at afgiften øger prisen på indkøb af N i fx foder og handelsgødning, men også

at salgsprisen (inkl. refusion) på produkter øges svarende til N-indholdet. N-fiksering afgiftsbelægges også ud fra en fast mængde pr. ha for de pågældende afgrøder. De valgte afgiftsniveauer er 4, 8 og 12 kr. pr. kg N. Det er ud fra disse analyser muligt at vurdere, hvad det koster at nå de opstillede reduktionsmål.

For den administrative regulering er de mulige virkemidler detaljeret beskrevet i scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003). Det er opstillet en bruttoliste på 13 virkemidler fordelt på areal- og gødningsrelaterede virkemidler. Flere af disse virkemidler er gengangere fra Vandmiljøplan II.

Endelig er der peget på tvungen udtagning som et alternativ til administrativ regulering og økonomisk regulering. Ved tvungen udtagning sker udtagningen på en given lokalitet og er således ikke frivillig.

Tabel 1.1. Oversigt over de økonomiske analyser fordelt på reduktionsmål og reguleringssystem omfattende kvælstof

Reduktionsmål	Reguleringssystem		
5 pct. N-udvaskning 10 pct. N-udvaskning 25 pct. N-udvaskning 50 pct. N-udvaskning	Økonomisk regulering (kapitel 5)	Nuværende administrativ regelstyring (kapitel 6)	Tvungen udtagning (kapitel 12)

Bem: Reduktionsmål omfatter reduktion i N-udvaskningen i forhold til et niveau, hvor Vandmiljøplan II er gennemført.

Kilde : Leth-Petersen, et al. (2003).

For fosfor (P) tages der udgangspunkt i et nationalt P-overskud i år 2000 på ca. 33.700 tons P, som angivet i fosforrapporten (Poulsen et al., 2003a). Der er ikke som for kvælstof opstillet nationale mål for P-udvaskningen, men angivet en grænse for fosforoverskuddet på bedriftsniveau. Dette skyldes, dels at sammenhæng mellem fosforoverskud og fosforudvaskning ikke er fastlagt i samme omfang som for kvælstof, dels at der ikke tidligere har været indsatsplaner direkte rettet mod landbrugets tilførsel af fosfor. De tre mulige niveauer for P-overskud på bedriftsniveau er :

Fosorniveau 1:	Maksimal P-overskud på 10 kg P pr. ha
Fosorniveau 2:	Fosforbalance på bedriftsniveau
Fosorniveau 3:	Fosfortilførsel afhængig af jordens fosfortal (behovsbetinget tilførsel)

De reguleringssystemer der er foreslået for kvælstof kan også anvendes for fosfor. Der gennemføres således analyser af udvalgte arealrelaterede virkemidler, ligesom en afgift på fosfor diskuteres. Alle de beskrevne virkemidler præsenteres med en større detaljeringsgrad i de respektive kapitler.

Tabel 1.2. Oversigt over de økonomiske analyser fordelt på niveauer og reguleringssystem omfattende fosfor

Reduktionsmål	Reguleringssystem		
Fosorniveau 1 Fosorniveau 2 Fosorniveau 3	Økonomisk regulering (kapitel 7)	Regelstyring (kapitel 7)	Udtagning (kapitel 10)

Kilde : Leth-Petersen et al. (2003).

1.3.2. Regionale analyser

De regionale økonomianalyser omfatter Fyns Amt og mere præcist oplandet til Odense Fjord. I de regionale analyser undersøges bl.a. betydningen af den geografiske placering af virkemidler både miljømæssigt og økonomisk. I disse analyser er det muligt mere præcist at beskrive husdyrintensiteten i området og konsekvenser af øgede harmonikrav. Omvendt er det typisk ikke muligt at generalisere resultaterne fra de regionale analyser til det nationale niveau.

Det er vurderet, at det opstillede mål om makroalgebiomasse i fjorden vil betyde, at mængden af kvælstof tilført til fjorden højst må øges med 50 pct. i forhold til den naturlige belastning. Dette svarer til en maksimal tilførsel til Odense Fjord på ca. 800-900 tons N pr. år og ca. 30 tons P pr. år (Leth-Petersen et al., 2003).

For at nå ovennævnte mål kræves en reduktion i næringsstoffilførselen til Odense Fjord på ca. 1.200 tons N og 30-40 tons P. Der er udover dette miljømål også foretaget en vurdering af omkostningerne, hvis der kun skal ske en reduktion på 600 og 300 tons N. Det er disse tre reduktionsmål, der danner rammen om de regionale analyser. Bemærk, at disse reduktionsmål er opgjort i reduceret afstrømning til Odense Fjord og herefter relateret til reduktionen i N-udvaskningen.

1.4. Disponering af rapporten

I kapitel 2 beskrives kort tidligere analyser af næringsstofreguleringen. Den kortfattede gennemgang omfatter analyser af omkostningerne ved tidligere vandmiljøplaner,

tidligere analyser af afgifter på N som reguleringsinstrument samt resultater fra nogle tidligere integrerede miljøøkonomiske analyser.

I kapitel 3 beskrives det anvendte metodegrundlag og det anvendte modelkoncept. De anvendte modeller er den sektorøkonomiske model ESMERALDA, en bedriftsøkonomisk model der beskrives indtjeningen på de enkelte bedrifter ud fra bedriftskarakteristika, samt kalkuler for landbrugets indkomsttab ved diverse administrative virkemidler. Endelig beskrives metoden og forudsætningerne for de velfærdsøkonomiske analyser.

I kapitel 4 beskrives udgangssituationen for de nationale sektoranalyser omfattende produktion, husdyrhold og landbrugsindtjening, samt et skøn over N-overskuddet i 2001. Der er endvidere foretaget en fremskrivning af landbrugsproduktionen frem mod 2010, samt givet en overordnet vurdering af konsekvenserne af EU's forslag til landbrugsreform fra 2003.

Kapitlerne 5-7 behandler den nationale regulering af kvælstof og fosfor. I kapitel 5 præsenteres den sektorøkonomiske analyse af afgifter på kvælstof implementeret på sektorniveau.

I kapitel 6 analyseres de administrative virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen nærmere. Der beregnes for hvert virkemiddel en omkostning opgjort i kr. pr. kg kvælstof i reduceret udvaskning. Herefter foretages en optimering, så de billigste virkemidler vælges for at nå den ønskede reduktion i N-udvaskningen.

I kapitel 7 beskrives den nationale fosforregulering med focus på P-overskuddet på forskellige bedriftstyper, samt hvilken effekt ændringer i fodringen vil have på P-overskuddet. Her vurderes endvidere konsekvenserne af forskellige grænser for P-overskud på bedriftsniveau, og der afsluttes med en kort diskussion af arealrelaterede virkemidler i forhold til begrænsning af fosfortabet.

I kapitel 8 beskrives de regionale analyser af N-regulering for Odense Fjord oplandet. Her præsenteres konsekvenserne for den beregnede ændring i indtjeningen, opgjort både som marginal og gennemsnitlig jordrente pr. ha, og det belyses, hvordan harmoniproblemer påvirker indtjeningen. Desuden beskrives omkostningerne ved en række virkemidler, herunder skovrejsning og vådområder på udvalgte lokaliteter. Endelig foretages en vurdering af fosforoverskuddet, og hvilken effekt ændringer i fodringen vil have på fosforoverskuddet i Fyns Amt.

Kapitel 9 indeholder en opgørelse af de administrative omkostninger ved de nuværende virkemidler og reguleringssystemer. De administrative omkostninger ved brug af et gødningsregnskab belyses og sammenholdes med de forventede omkostninger ved et afgiftssystem. Endelig er de administrative omkostninger ved udvalgte arealrelaterede virkemidler beskrevet og sat i forhold til tilsagnsbeløbet for 2002.

I kapitel 10 inddrages de beskrevne sideeffekter omfattende ændringer i ammoniakfordampning og emission af drivhusgasser. Gevinsten beregnes ud fra en vurdering af de alternative omkostninger ved at reducere disse emissioner. Andre sideeffekter i form af ændringer i biodiversitet m.m. beskrives kvalitativt.

Kapitel 11 samler trådene fra de tidligere analyser gennem en opgørelse af de velfærdsøkonomiske omkostninger, hvor omkostningerne ved normreduktion sammenholdes med omkostningerne ved anvendelse af afgifter. Omkostningseffektiviteten opgøres med og uden sideeffekter.

I kapitel 12 beskrives de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udtagning og etablering af vådområder, skovrejsning og ekstensive græsningsarealer. Herefter opgøres omkostningseffektiviteten med og uden sideeffekter.

I det afsluttende kapitel 13 foretages en samlet vurdering af reguleringssystemer og virkemidlernes omkostningseffektivitet, samt usikkerheden ved de udførte analyser. Endelig gives der en perspektivering i forhold til det nuværende vidensniveau og empiriske grundlag.

2. Tidligere analyser af virkemidler til reduktion af næringsstofstab

Formålet med dette kapitel er at beskrive resultater fra tidligere miljøøkonomiske analyser med henblik på at trække på erfaringer vedrørende valg af reguleringssystemer og virkemidler. Gennemgangen omfatter både analyser af de eksisterende administrative og arealrelaterede virkemidler i Vandmiljøplan I og II samt økonomiske virkemidler.

2.1. Analyser af omkostninger ved Vandmiljøplan I og II

Der er i forbindelse med de gennemførte handlingsplaner i forhold til kvælstofudvaskningen gennemført en række analyser og evalueringer af handlingsplanernes effekt og de tilhørende omkostninger.

2.1.1. Vandmiljøplan I og Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug

Effekter og omkostninger ved de virkemidler der indgik i Vandmiljøplan I (1987) og Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug (1991) er nærmere beskrevet i tabel 2.1.

Som det fremgår af tabel 2.1, er der nogen variation i omkostningerne målt i kr. pr. kg N. Bemærk også at de fleste virkemidler er rettet mod landbruget (gødningsrelaterede), hvorimod der ikke optræder egentlig udtagning af arealer (vådområder, skovrejsning m.m.). Der blev i Handlingsplan for et Bæredygtigt Landbrug forventet en stor reduktion i kvælstofudvaskningen som følge af en reduktion i landbrugsarealet, bl.a. som følge af braklægning af ca. 300.000 ha samt byudvikling og skovrejsning. I strukturudviklingen er indeholdt en mindre reduktion i husdyrbestanden (Landbrugsministeriet, 1991). Konklusionen ud fra de første planer må være, at det var sværere end forventet at opnå den forventede reduktion i N-udvaskningen. Der blev med de tidligere planer således kun opnået 40-50 pct. af den forventede reduktion i N-udvaskningen. At de vedtagne virkemidler ikke var tilstrækkelige til at nå målsætningen blev hurtigt klart efter planernes vedtagelse (se bl.a. Rude, 1987 og SJI, 1991).

Da der ikke er blevet foretaget en økonomisk evaluering har det ikke været muligt at opgøre de faktiske omkostninger for Vandmiljøplan I og Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug. Det er dog sandsynligt, at de faktiske omkostninger har været lavere end angivet i planerne, idet planerne ikke medførte den forventede adfærdsændring og miljøforbedring. Et eksempel på dette er kravet om grønne marker, hvor de gennem-

førte analyser forudsætter efterafgrøder i form af rajgræs. Ved implementeringen blev vintersæd godkendt som grønne marker og resultatet var, at der blev opnået en mindre reduktion af N-udvaskningen end forudsat. Imidlertid betød ændringen også, at erhvervet kunne opfylde kravet uden nævneværdige meromkostninger, idet vinterafgrøder gav en højere indtjening (Dubgaard, 1991).

Ovennævnte er således et eksempel på, at den forventede effekt ikke opnås på grund af gab mellem antagelserne i beregninger før planens vedtagelse og den lovgivning der faktisk blev implementeret efter planens vedtagelse; og at adfærdsmæssige tilpasninger kan spille en stor rolle for såvel målopfyldelse som omkostninger.

Tabel 2.1. Reduceret N-udvaskning og omkostninger som forventet for Vandmiljøplan I og Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug

Virkemiddel	Reduceret N-udvaskning	Omkostninger årligt	Gns. omkostninger
(2001 priser)	Tons N	Mio. kr.	Kr. pr. kg N
Vandmiljøplan I			
NPO-planen ¹⁾	55.000	0	0
NPO-støtteloven ¹⁾	5.000	0	0
Udvidelse af lagerkapacitet ⁶⁾	10.000	222	22
Systematisk gødningsplanlægning	15.000	34	2
Forbedret spredeteknik	5.000	0	0
Grønne marker, efterafgrøder og halmnedmuldning ⁷⁾	20.000	296	15
Grønne marker, yderligere initiativer	8.000	74	9
Strukturelle tiltag ²⁾	--	--	--
Forventet i alt	127.000	625	5⁴⁾
Realiseret i alt³⁾	50.000	---	---
Handlingsplan til bæredygtigt landbrug			
Bedre udnyttelse af husdyrgødning	30.000	377	13
Reduktion i forbruget af husdyrgødning ⁶⁾	12.500	0	0
Beskyttelse af grundvand i SFL-områder	1.500	55	37
Fald i landbrugsareal	18.500	557	30
Strukturudvikling	15.000	0	0
Forventet i alt	77.000	1.001	13
Realiseret i alt³⁺⁵⁾	40.000	---	---

¹⁾ Omkostninger opvejes af forbedret gødningsudnyttelse.

²⁾ Reduceret udvaskning og omkostninger er ikke indregnet i sum.

³⁾ Der er ikke foretaget genberegning af de faktiske omkostninger hvorfor de ikke kan angives. Det er dog sandsynligt at de realiserede omkostninger er lavere end angivet ved vedtagelsen af VMPI.

⁴⁾ Beløbet omfatter erhvervets udgifter og statens investeringsstilskud på ca. 30pct. af det samlede investeringsbeløb.

⁵⁾ Det antages at Vandmiljøplan I og Handlingsplan for bæredygtigt landbrug samlet medførte en reduktion i N-udvaskningen på 90.000 tons N (incl. gårdbidrag). Når Vandmiljøplan I antages at give en reduktion på 50.000 tons N er effekten af Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug ca. 40.000 tons N.

⁶⁾ Der er angivet et beløb på 12 mio. kr. i administrationsomkostninger som er udeladt her.

⁷⁾ Omkostningerne ved grønne marker er opgjort til 300 kr. pr. ha.

Kilde: Finansministeriet 2001, Dubgaard, 1991 og Rude, 1991.

Det er i øvrigt værd at bemærke, at der i analyserne gennemført i 80'erne blev antaget, at udnyttelsen af N i husdyrgødningen ikke kunne øges til mere end 40 pct. (1. års effekt) (Rude, 1987 og SJI, 1991). Til sammenligning er kravet for svinegylle i 2003 i alt 75 pct., hvoraf 1. årseffekten er ca. 65 pct. Udnyttelsen af husdyrgødningen er således forbedret meget mere end man havde fantasi til at forestille sig i 1980'erne, bl.a. grundet udviklingen af nye teknologier.

Analysen viser også, at de forventede omkostninger i relation til landbruget, målt i kr. pr. kg N, var væsentligt lavere end omkostningerne ved de tiltag, hvor industrien og kommunerne har afholdt omkostningerne (Finansministeriet, 2001a). Omkostningerne for industri og kommuner var over 100 kr. pr. kg N. Disse tiltag havde også til formål at begrænse fosfortabet fra bl.a. husholdninger (Finansministeriet, 2001a).

2.1.2. Vandmiljøplan II

Vandmiljøplan II havde i modsætning til de tidligere planer en relativt stor vægt på arealrelaterede virkemidler. De forventede omkostninger og den forventede reduktion i N-udvaskning ved Vandmiljøplan II fremgår af den økonomiske og tekniske midtvejsevaluering af vandmiljøplan II foretaget af Fødevareøkonomisk Institut (Jacobsen, 2000) og Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) (Grant et al., 2000). Der er senere foretaget en revurdering af N-udvaskningen i 80'erne, hvilket har betydet en justering af effekterne af de enkelte virkemidler (DJF og DMU, 2002). Resultaterne fremgår af tabel 2.2¹.

Der er for nogle virkemidler sket en mindre stigning i de forventede omkostninger pr. kg N over tid siden midten af 80'erne. For enkelte virkemidler så som SFL-områder er der sket en stigning i de forventede omkostninger fra 37 kr. pr. kg N i Handlingsplan for et bæredygtigt landbrug til henholdsvis 47 og 76 kr. pr. kg N i VMPII og midtvejsevalueringen af VMPII (alle 2001 priser). Denne opgørelse er baseret på det oprindelige niveau for N-udvaskning i 80'erne (Jacobsen, 2000). En del af denne stigning skyldes dog forskel i sammensætningen af virkemidler indenfor MVJ-ordningerne. Der er tydeligvis en stor variation i gennemsnitsomkostningerne blandt

¹ I efteråret 2002 gennemførte DJF og DMU en revurdering af N-udvaskningen i midten af 80'erne (DJF og DMU, 2002). Dette betød, at N-udvaskningen i 1980'erne blev opjusteret fra 260.000 tons N til ca. 320.000 tons N, hvoraf 310.000 tons N er markbidrag og 10.000 tons N er gårdbidrag. Det betød, at omkostningerne opgjort i midtvejsevalueringen faldt fra 22 til 17 kr. pr. kg N (DJF og DMU, 2002 & Jacobsen, 2004).

de valgte virkemidler. Årsagen var et ønske om at sprede indsatsen over en række virkemidler, dels at de politiske partier bag aftalen hver især havde nogle virkemidler, de ønskede skulle indgå. Det blev overvejet at reducere kvælstofnormerne med 20 pct., men i sidste øjeblik blev disse afløst af krav om efterafgrøder og flere arealrelaterede virkemidler.

Tabel 2.2. Reduktion i N-udvaskning og omkostninger ved Vandmiljøplan II, samt effekt af opfølgningsplan på VMPII (opgjort før slutevalueringen af VMPII)

	Reduceret N-udvaskning ²⁾	Omkostninger årligt	Gns. omkostninger
(2000 priser)	Tons N	Mio. kr.	Kr. pr. kg N
Vådområder	2.100	10	5
SFL-områder	1.400	68	49
Skovrejsning	1.300	20	17
Økologisk jordbrug	4.400	233	53
Bedre foderudnyttelse	3.100	0	0
Skærpede harmonikrav	100	11	83
Skærpede krav til udnyttelse af N i husdyrgødning	9.500	40	4
Efterafgrøde på yderligere 6pct. af arealet	4.000	62	16
10 pct. nedsættelse af kvælstofnormen	6.800	125	18
I alt før generel udvikling	32.700	569	17
Generel udvikling og Agenda 2000	6.900	0	0
I alt i VMPII	39.600	569	14
Opfølgning på midtvejsevaluering af VMPII i alt	8.700	40 ¹⁾	
VMPII og opfølgning på VMPII	48.300	610	13

¹⁾ Der er tale om en foreløbig vurdering (Jacobsen, 2004a).

²⁾ Der tages udgangspunkt i en kvælstofudvaskning på 320.000 tons N i midten af 80'erne.

Bem.: Der er i ovenstående analyser antaget en rente på 4 pct. og der er ikke indregnet et skatteforvridningstab.

Kilde: Jacobsen (2000) og SNS & Fødevareministeriet (2001) samt Jacobsen (2004a) og DJF & DMU (2002).

I 2001 blev der indgået en aftale om opfølgning på VMPII. Aftalen havde til formål at sikre, at det oprindelige mål på 100.000 tons reduktion i N-udvaskningen ville blive nået. Med de nye tal for udvaskningen i 80'erne svarer det til, at N-udvaskningen under VMPII skulle reduceres med ca. 48.000 tons N. Der blev ikke beregnet omkostninger ved disse opfølgningstiltag. Finansministeriet har dog i deres vurdering skønnet omkostningerne, men det vurderes, at der her er tale om en betydelig overvurdering grundet den anvendte beregningsmetode. Omkostningerne ved opfølgningsprogrammet er foreløbigt opgjort til 40 mio. kr. (Jacobsen, 2004a).

Slutevalueringen af Vandmiljøplan II viser, at N-udvaskningen er faldet med ca. 45.000 tons N, hvoraf de ca. 36.000 tons N kan tilskrives de virkemidler, der er angivet i tabel 2.2. (Blicher-Mathiesen et al., 2003). Det fremgår endvidere, at der siden midten af 80'erne og frem til udgangen af 2003 er sket en reduktion i N-udvaskningen fra 311.000 tons N til 162.000 tons N svarende til 48 pct.

Den økonomiske slutevaluering viser foreløbigt, at omfanget af de arealrelaterede virkemidler er mindre end forventet, hvorfor de samlede omkostninger er lavere end angivet i tabel 2.2. Opgjort i kr. pr. kg N i reduceret udvaskning, er omkostningerne imidlertid næsten uændrede (Jacobsen, 2004a).

2.1.3. Samlet udvikling fra 80'erne og til i dag

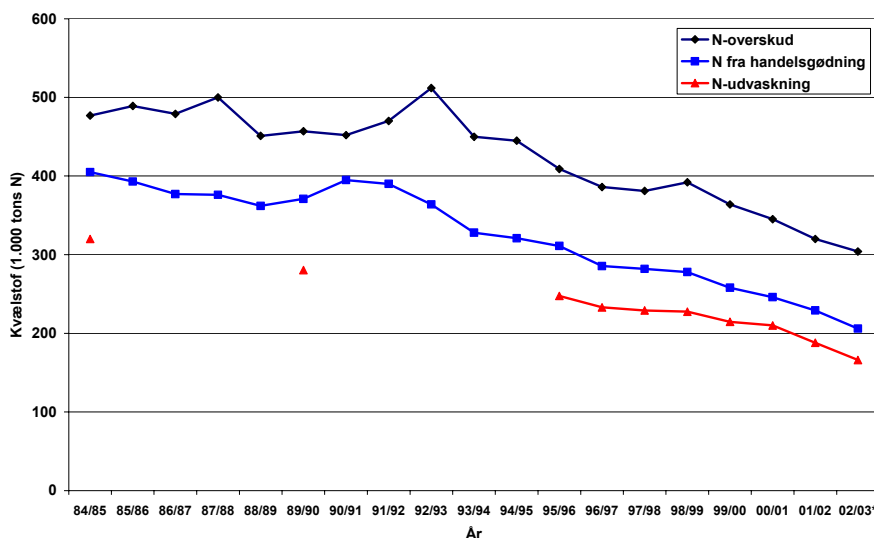
Som afslutning på denne gennemgang kan det være nyttigt med en oversigt over den faktiske udvikling i N-overskud, forbrug af handelsgødning og N-udvaskning fra 80'erne og til i dag. En beskrivelse af udviklingen og niveauet for N-udvaskningen er vigtig ved analyser af afgifter, idet den kan give en ide om, hvilken stigning i udvaskningen, der må forventes, hvis dele af den eksisterende lovgivning fjernes.

Som det fremgår af figur 2.1, så skete der fra midten af 80'erne og frem til 1992/93 kun et begrænset fald i N-overskuddet, mens der efter den tid er sket et fald fra ca. 450.000 tons N til ca. 310.000 tons N i N-overskud i 2002/2003. Det forventes af Blicher-Mathiesen og Grant (2003), at forbruget af handelsgødning vil falde fra ca. 206.000 tons N i gødningsåret 2001/02 til 191.000 tons N i gødningsåret 2002/03². Dette vil påvirke N-overskud og –udvaskning i høståret 2003/04.

Der er sket et stort fald i udvaskningen i perioden, idet udviklingen i udvaskning og N-overskud har været næsten parallel. N-udvaskningen er således faldet fra 320.000 tons N i midten af 80'erne (incl. gårdbidrag) til 162.000 tons N ved udgangen af 2003. Endvidere er forbruget af N i handelsgødning blevet halveret. N-udvaskningen udgør i dag ca. 55 pct. af det samlede N-overskud, mod ca. 67 pct. i midten af 80'erne, men har som gennemsnit for perioden udgjort ca. 60 pct.

² Det faktiske forbrug af N i handelsgødning i landbruget i gødningsåret 2002/03 var 196.000 tons N (Plantedirektoratet, 2004).

Figur 2.1. Udvikling i N-overskud, N-udvaskning og forbrug af handelsgødning fra midten af 80'erne og til i dag



Bem.: Opgjort i forhold til høstår hvorfor handelsgødningsforbruget i 2001/02 relateres til det efterfølgende høstår. Kvælstofoverskud er beregnet ud fra nettotilførsel af N fra atmosfæren.

Kilde: Plantedirektoratet, 2003, samt Grant og Waagepetersen, 2003.

Udviklingen i N-udvaskningen siden gennemførelsen af VMPII har også været påvirket af andre forhold. Fx kan det nævnes, at der alene som følge af Agenda 2000 ville være sket en reduktion af kvælstofforbruget grundet ændringer primært i produktpriserne fra 1998 til 2003. Det vurderes, at der i perioden fra 1998 til 2002 er sket et mindre prisfald på hvede og foderbyg på ca. 5 pct., mens prisen på kvælstof er steget med ca. 10 pct. (budgetkalkuler og FØI prisstatistik). Samlet ville det reducere den økonomisk optimale N-tildeling for byg og hvede med 2-4 pct., hvilket dog er blevet overskygget af normsænkningerne i VMPII på 10 pct.

2.2. Andre analyser af kvælstofreguleringen

I erkendelse af adfærdstilpasningernes betydning for miljøreguleringen og dens økonomiske effektivitet, er der i løbet af 90'erne opnået en omfattende forskningserfaring indenfor kvælstofforskningen, bl.a. som resultat af de Strategiske Miljøforsknings-

programmer, som fx forskningsprogrammet ”Bæredygtige strategier”. Eksempelvis er der udviklet en række økonomiske analysemodeller, som kan simulere producenterne gødsknings- og fodringsadfærd under forskellige økonomiske forudsætninger (fx Jacobsen et al., 1998 og Hasler, 1998) eller ved at estimere priselasticiteter for eksempelvis gødningsefterspørgslen (fx Jørgensen og Jensen, 2000). Forskellige modeltilgange diskuteres yderligere i kapitel 3.

I det følgende gives en kort gennemgang af analyser med henblik på at belyse principielle styrker og svagheder ved forskellige reguleringssystemer. For en analyse af afgifter i de europæiske lande henvises til EU (2003), ligesom også Larsen et al. (2003) og Jacobsen et al., (2002) har belyst spørgsmålet i forbindelse med VMPIII.

2.2.1. Tidligere analyser

Lindahl (1998) har analyseret forskellige afgiftsmodeller, ligesom der foretages en sammenligning af en partiel (kortsigtet) tilpasning og en total (langsigtet) tilpasning. Den partielle analyse er baseret på produktionsfunktioner, mens den totale analyse er baseret på fuld tilpasning (en økonometrisk model, der er en tidligere udgave af Esmeralda). Et vigtigt argument for en afgift på handelsgødning er, at den gennem den indirekte prisseffekt vil påvirke prisen på N i husdyrgødning (afledt effekt). Såfremt dette kræver transport af husdyrgødning over lange afstande, vil den afsmittende effekt imidlertid blive reduceret.

Beregningerne viser, at omkostningerne ved en reduktion af N-overskuddet med ca. 25 pct. i forhold til et udgangspunkt på 425 mio. kg N koster ca. 50-70 mio. kr., mens en reduktion på 50 pct. koster ca. 250-400 mio. kr. alt efter valg af afgiftsmodel. Ud fra dette kan det beregnes, at en afgift efter pantmodellen på 2, 4 og 6 kr. pr. kg N koster ca. 4, 7 og 9 kr. pr. kg reduceret N-overskud (reduktionsomkostning efter at afgiften er tilbageført). Det vurderes umiddelbart som høje tilpasningsomkostninger i forhold til den opnåede reduktion i N-overskuddet (Lindahl, 1998). Teoretisk bør tilpasningsomkostningerne pr. kg N ikke overstige afgiftssatsen. Der antages i rapporten, at N-udvaskningen udgør ca. halvdelen af N-overskuddet på 425.000 tons N.

Analysen viser, at en afgift på tabet efter en pantmodel eller en gårdmodel er en efficient regulering af landbrugets overskud, mens en afgift på handelsgødning ikke nødvendigvis giver en efficient tilpasning af N-udvaskningen. Konklusionen er derfor at pantmodellen har størst efficiens, men at høje administrative omkostninger kan betyde, at en afgift på handelsgødning er at foretrække (Lindahl, 1998).

I en anden sammenhæng er økonomiske landbrugssektor-analyser koblet til arealanvendelsen i Vejle Amt vha. GIS (geografiske informationssystemer). Hertil er koblet beregninger af udvaskningen af kvælstof, baseret på Simmelsgards udvaskningsfunktioner (Skop & Schou, 1999). Ved hjælp af dette integrerede modelkoncept var det muligt at beskrive virkningerne af fx en kvælstofafgift på kvælstofudledningen til vandmiljøet i et konkret område (Schou et al., 2000).

Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (AKF) har i 2000 også analyseret brugen af afgifter (Christensen og Hansen, 2000). Beregningerne, som kun omfatter svi-nebedrifter, viser at en 10 pct. reduktion i N-tabet i forhold til niveauet i 1987 koster 0,7 kr. pr. kg N i reduceret N-tab - eller ca. 1,2 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning (såfremt reduktionen af N-udvaskningen er 60 pct. af reduktionen i N-tabet). Den lave værdi skal bl.a. ses i lyset af niveauet i startåret og det relativt beskedne regulerings-omfang i analysen. Konklusionen er, at en afgift på N-input og N-overskud er stort set lige efficiente, og da en afgift på N-input har færre administrative omkostninger anbefales denne.

Hansen (2001b) har i forlængelse af ovenstående foretaget en anden analyse af N-afgifter. Han finder, at afgifter på kunstgødning har reduktionsomkostninger på 0,74 kr. pr. kg reduceret N-overskud ved en 10 pct. reduktion af N-overskuddet. Det fremgår endvidere af analysen, at reduktionsomkostningerne ved kombineret afgift på kunstgødning og foder, samt ved en pantordning har lavere omkostninger svarende til ca. 0,56 kr. pr. kg reduceret N-tab.

En afgift på handelsgødning er således også her noget dyrere end en kombineret afgift på handelsgødning og foder, eller en pant-ordning. Det interessante er, at der her også er foretaget en analyse af omkostningerne ved en normsænkning, således at omkostningerne ved afgifter og normer kan sammenlignes. Omkostningerne ved normer udgør 0,79 – 1,20 kr. pr. kg N i reduceret N-tab. Det konkluderes derfor, at omkostningerne ved en normsænkning er noget højere end ved fx en pantordning. Det vurderes, at rangordningen mellem virkemidlerne holder for dansk landbrug som helhed, selv om analysen ikke omfatter kvægbedrifter. Det understreges endvidere i artiklen, at fordelene ved en afgift kun opstår, når afgifter erstatter kvælstofnormer og regler, samt at der kan være behov for supplerende regler i specielt sårbare områder (Hansen, 2001a og Hansen, 2003). Generelt gælder, at jo større variation der er mellem bedrifter, jo større fordel vil der være ved en afgift. Omvendt vil detaljerede regler, hvor gødningsnormer tilpasses sædskifte og jordtype, reducere tilpasningsomkostningerne for erhvervet.

Det Økonomiske Råd har i foråret 2002 med udgangspunkt i ovenstående argumenteret for brugen af afgifter (DØR, 2002). Gennemgangen viser dog, at det kan være svært at foretage sammenligninger mellem administrativ regulering og afgifter på et ensartet grundlag (se Jacobsen, 2003a).

Analyser med en bedriftsbaseret programmeringsmodel (FASSET) viser, at klimatisk forårsagede variationer i udvaskningen over tid er så betydelige, at det kan være svært at påvise en tydelig effekt af fx en afgift på handelsgødning (Jacobsen et al., 1998). Endvidere viste analysen, at der ikke var nogen afgiftsmodel, der var den mest effektive for alle bedriftstyper (Berntsen et al., 2003). Hasler (1998) har anvendt bedriftsmodeller til integreret analyse af kvælstofregulering. En af hendes konklusioner er, at handelsgødningsafgifter ikke har den ønskede miljøvirkning på grund af adverse effekter (i form af uønskede ændringer i sædskiftet). Man bør derfor overveje andre reguleringsmodeller end en ren handelsgødningsafgift, evt. ved at modvirke uønskede sædskifteeffekter ved krav om efterafgrøder.

ARLAS projektet omfattede udvikling af integrerede modeller til analyse af ”flersidig anvendelse af fremtidens landskab ” (Hansen, 2002b). Af betydning for kvælstofanalyser blev modelkonceptet anvendt til belysning af forskellige former for udtagning af landbrugsjord. Resultaterne af beregningerne viste bl.a., at velfærdsøkonomisk betragtet er braklægning under EU's landbrugsordninger den strategi, som førte til de laveste omkostninger for samfundet, når de nævnte muligheder sammenlignes. Omkostningerne ved skovrejsning var således tre gange højere end ved øget brug af braklægning. Udtagning af jord under MVJ-ordningerne medførte også markant lavere omkostninger sammenlignet med skovrejsning. Rangordningen af strategierne var den samme ved en budgetøkonomisk opgørelse, hvor også interne betalingsstrømme i form af nationale tilskud etc. er opgjort (Hansen, 2002b og Schou, 2003).

Rygnestad et al. (2000) har analyseret de økonomiske konsekvenser af forskellige principper for udtagning af landbrugsarealer til fx drikkevandsbeskyttelse eller skovrejsning. Analyserne indikerer bl.a., at geografisk målretning af sådanne udtagninger kan være forbundet med ganske betydelige meromkostninger i forhold til udtagninger uden geografisk målretning. Analyserne illustrerer også, at ved kombination af en kvælstofafgift med arealudtagning er det væsentligt at være opmærksom på graden af overlap mellem de to virkemidler, når tiltagenes omkostningseffektivitet skal vurderes.

Der er i ovenstående analyser ikke foretaget en kobling til N-belastningen i de indre farvende, som det fx er sket ved anvendelse af IMIS-systemet (Integreret Miljø Informations System) (Andersen et al., 1998; Wier et al., 2001 og Andersen et al., 2000). Analyserne viser den geografiske variation i effekten af virkemidler (bl.a. afgifter og prisændringer).

2.2.2. Analyser af afgifter som forarbejde til Vandmiljøplan III

Der er i arbejdsgruppen om økonomiske virkemidler (Skattegruppen) foretaget en analyse af forskellige afgiftsmodeller (Larsen et al., 2003). I rapporten anføres det indledningsvist, at prisvirkningen ved en afgift vil være kendt, mens mængdevirkningen er usikker. Ved en kvote er miljøvirkningen sikker, men prisen usikker. Ved en korrekt fastsættelse af kvote og afgift er virkningen af de to systemer ens.

Der er i rapporten analyseret 9 modeller for kvælstofafgifter. Dertil kommer overvejelser omkring afgifter på fosfor, som er beskrevet i fosforfokusgruppens rapport (Larsen et al., 2004).

Vedrørende valg af model viser beregningerne, at en simpel afgift på handelsgødning (model 1) kan have en række fordelingsmæssige ulemper samtidig med, at modellen er mindst omkostningseffektiv. Disse kan afhjælpes ved også at inddrage husdyrgødning og N-fikserende afgrøder, men til gengæld øges administrationsomkostningerne. Den anbefalede afgiftsmodel (model 7) indeholder en afgift på N-overskud opkrævet ved køb og salg til landbrugssektoren, dels fordi den har kvælstofoverskuddet som reguleringsobjekt, og dels fordi den er administrativt håndterbar.

Omkostningerne er beregnet til 2, 5 og 7 kr. pr. kg reduceret N-overskud ved afgiftssatser på henholdsvis 4, 8 og 12 kr. pr. kg N. Det giver reduktioner i N-overskuddet på 92, 154 og 204 mio. kg. N, svarende til henholdsvis 25 pct., 40 pct. og 54 pct. Omkostningsniveauet er cirka det halve i forhold til en ren handelsgødningsafgift målt i kr. pr. kg N i reduceret N-overskud (Larsen et al., 2003).

En opsummering af ovenstående analyser peger på, at omkostningerne pr. kg N stiger med reduktionsomfang, hvorfor AKF-analyserne naturligt har de laveste omkostninger pr. kg N. Det må endvidere konkluderes, at totale analyser bør give lavere omkostninger end partielle analyser, da tilpasningen kan foregå på flere måder.

Det er med udgangspunkt i Larsen et al. (2003) forventeligt, at omkostningerne ved brug af den mest effektive afgiftsordning (overskudsafgift) vil koste ca. 4-5 kr. pr. kg N i reduceret N-overskud for at opnå en reduktion på 40 pct. i forhold til niveauet i midten af 80'erne. I forhold til reduktionen i N-udvaskningen kan dette omregnes til ca. 12-15 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning, idet der anvendes den antagelse, at N-udvaskningen udgør ca. 30 pct. af ændringen i N-overskuddet (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003) (se også kapitel 5). Det anvendte forhold mellem ændring i overskud og ændring i N-udvaskning er således noget lavere end forholdet de seneste 15 år. Det vurderes som usikkert, om der ved angivelse af reduktion i N-udvaskningen inddrages alle de adfærdsændringer, som en afgift vil give anledning til.

2.2.3. Erfaringer fra de gennemførte analyser

Der er over årene gennemført en række analyser med henblik på at kombinere teknisk/biologiske modeller, miljømodeller og økonomiske modeller. Det kræver generelt betydelige ressourcer at opstille og vedligeholde sådanne tværdisciplinære modelværktøjer, dels i forhold til de enkelte modeller, dels i forhold til sikring af koordineringen mellem forskellige modeller og forskningsmiljøer. Det er endvidere tydeligt, at sådanne modelkoncepter kræver en langsigtet indsats og opbakning fra de involverede institutioner, samt at udvalgte nøglepersoner er tilknyttet modellen over en længere periode.

De gennemførte analyser tyder generelt på en betydelig variation i omkostningseffektiviteten af de forskellige virkemidler. Denne omkostningseffektivitet afhænger især af, hvor præcist virkemidlet rammer i forhold til den betragtede miljømålsætning, men også af, hvilke tilpasningsmuligheder der forefindes hos de, som berøres af reguleringen. Således anbefaler en del af analyserne anvendelsen af økonomiske styringsmidler, fx afgifter, som giver producenterne størst mulighed for at foretage tilpasninger, der hvor det er billigst. Samtidig viser nogle af analyserne, at en afgift på kvælstofoverskud er mere omkostningseffektiv end en afgift på kvælstofgødning, idet overskudafgiften rammer mere præcist i forhold til udvaskningsproblemet.

Hvad angår anbefalinger omkring valg af virkemidler synes modellerne at understrege betydningen af forskelle i bl.a. geografiske og klimatiske forhold. Det gælder forskelle i bedrifts- og jordtype, men også effekten af udsving i nedbør er afgørende for et virkemiddels effekt på en bestemt lokalitet i et bestemt år. Kun i de regionale analyser har det været muligt at inddrage disse aspekter i nærværende analyse.

Vedrørende implementering af arealrelaterede virkemidler viser analyserne, at der må foretages en afvejning af hensynet til udtagning af specifikke geografiske områder på den ene side og de tilknyttede omkostninger på den anden side: jo snævrere geografisk målretning, jo højere omkostninger pr. ha.

3. Metode og modelvalg

3.1. Sektor- og samfundsøkonomiske metoder og analysetilgange

Målet med en sektor- og samfundsøkonomisk analyse af et miljøprojekt som Vandmiljøplan III er at bibringe et grundlag for afvejninger af de miljømæssige hensyn overfor de økonomiske konsekvenser. Som det er fremgået af kapitel 2, kan de økonomiske analyser gennemføres på forskellige måder og niveauer, hvorfor der i det følgende kort beskrives hvad der indgår i henholdsvis en budget/sektoøkonomisk og en velfærdsøkonomisk analyse³.

Den budget/sektoøkonomiske analyse angiver de direkte omkostninger for erhvervet og det offentlige. Den budgetøkonomiske opgørelse er en pengestrømsanalyse af konsekvenserne for de offentlige finanser (tilskud), samt for sektoren (indkomsttab) opgjort i faktorpriser. De sektoøkonomiske analyser har bidraget til den budgetøkonomiske opgørelse under en antagelse om, at der sker optimal tilpasning i sektoren⁴. Budgetøkonomiske opgørelser for landbruget og staten er bl.a. tidligere foretaget i midtvejsevalueringen af VMP II (Jacobsen, 2000). De budgetøkonomiske resultater i denne rapport kan således sammenlignes med disse og slutevalueringen af VMPII (Jacobsen, 2004a+b).

I den velfærdsøkonomiske analyse opgøres konsekvenserne for samfundets samlede velfærd. Omkostninger og fordele ved foranstaltningerne opgøres i velfærdsøkonomiske beregningspriser, som approksimation for forbrugerpriserne⁵. Fordele og ulemper som ikke kan opgøres i priser beskrives kvalitativt. Såfremt både ulemper og gevinster opgøres monetært svarer den til en cost-benefit analyse (se i afsnit 3.7). Velfærdsøkonomiske analyser har ikke tidligere indgået i beslutningsgrundlaget om vandmiljøplanerne i Danmark.

Det er væsentligt at understrege, at resultaterne fra de budget- og velfærdsøkonomiske analyser giver forskellige resultater og kan betyde ændringer af rangordningen af udvalgte virkemidler, hvorfor begge typer af analyser er nødvendige. Dette skyldes bl.a.,

³ I tillæg til disse to samfundsøkonomiske metoder kunne der udføres en nationaløkonomisk analyse af konsekvenserne for fx. bruttonationalprodukt, beskæftigelse, privat og offentligt forbrug, opgjort nationalt og regionalt (se fx Jacobsen, 1999 og Hasler et al., 2002).

⁴ Såfremt der gennemføres en alt andet lige betragtning vil dette typisk overvurdere omkostningerne, idet der ikke indregnes den adfærdstilpasning, der sker for at reducere omkostningerne.

⁵ Borgernes forbrugsmuligheder som helhed, hvor ændringer for stat og erhverv ikke opgøres separat.

at de afledte (ikke markedsomsatte) miljøeffekter af de enkelte virkemidler indgår i den velfærdsøkonomiske analyse. Endvidere er omfanget af udenlandsk finansiering, fx fra EU-ordninger, et vigtigt element i den velfærdsøkonomiske opgørelse.

3.2. Analysemetode

Virkemidler kan, som nævnt i kapitel 1, omfatte både administrativ regulering og økonomiske virkemidler. Generelt skal en omkostningseffektiv regulering rettes så tæt mod miljøeffekterne (miljøskaderne) som muligt. Ofte er det dog ikke muligt at rette virkemidlerne direkte mod iltsvindet eller det høje indhold af næringsstoffer i vandmiljøet, fordi forureningen er diffus (non-point). I så fald er det nødvendigt at regulere indirekte, fx overfor forbruget af handelsgødning eller udnyttelsen af husdyrgødningen, og derigennem påvirke miljøbelastningen i den ønskede retning.

En meget heterogen bedriftssammensætning (pga. forskellig produktion, produktionsintensitet og driftsledelse) vil medføre at overholdelse af generelle, administrative krav til landbrugspraksis vil være meget omkostningskrævende for nogle bedrifter, fordi sådanne krav ikke kan tage hensyn til den enkelte bedrifts tilpasningsmuligheder. Omvendt medfører afgifter incitamentet til, at tiltagene udføres på de bedrifter hvor marginalomkostningen er lavest og tilpasningsmulighederne størst. Såfremt bedriftssammensætningen ikke er heterogen eller hvis den generelle lovgivning i udstrakt grad tager hensyn til forholdene på den enkelte bedrift, vil forskellen mellem generel administrativ regulering og økonomisk regulering være mindre.

I Danmark er der som bekendt betydelige regionale forskelle på landbrugsstrukturen, kvælstofudvaskningens påvirkning af grundvand, vandløb m.v. samt miljøets sårbarhed. Generelle virkemidler (såvel administrative som økonomiske) vil således have svært ved at ramme den optimale kombination af tiltag overalt i landet.

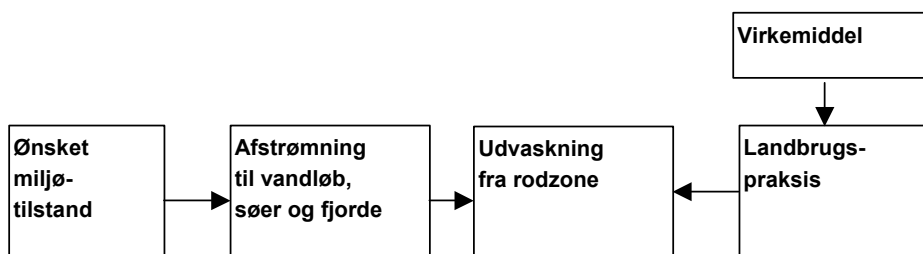
3.2.1. Sammenhæng mellem de gennemførte økonomi- og miljøanalyser

For at kunne vurdere omkostningseffektiviteten ved forskellige virkemidler er det nødvendigt med en god sammenhæng mellem opgørelsen af de økonomiske konsekvenser og opgørelsen af miljøeffekterne.

I VMPIII analyserne er det søgt at opnå sammenhæng mellem miljø- og økonomianalyserne gennem en iterativ proces. Første trin er beskrevet nedenfor i figur 3.1. Her omformes den ønskede miljøtilstand til et krav om ændring i påvirkning fra landbru-

get, fx udvaskning af N fra rodzonen. Herefter analyseres virkemidler, og der opstilles et katalog af virkemidler, hvor der for hver angives mulig effekt og omkostninger. Fra dette katalog udvælges de virkemidler, der nærmere skal analyseres. Disse pakker af virkemidler analyseres derefter i trin 2 (figur 3.2). Denne samlede analyse af pakker sikrer bl.a., at adfærdsændringer og vekselvirkninger mellem virkemidler inddrages.

Figur 3.1. Sammenhæng mellem ønsket miljøtilstand og ændring i udvaskning fra rodzone (trin 1)



Kilde: Egen fremstilling.

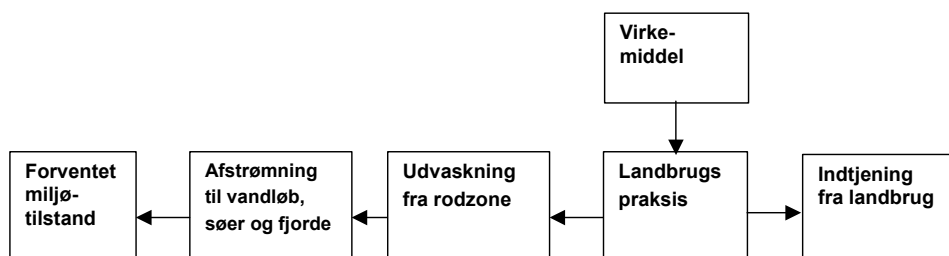
Et problem i denne sammenhæng er, at en partiel vurdering af en effekt ikke giver samme resultat, som når også de adfærdsmæssige ændringer som virkemidlet giver anledning til inddrages. For at kunne beregne miljøeffekterne og de tilknyttede omkostninger som følge af afgifter, er det nødvendigt at inddrage adfærdsmæssige ændringer på den enkelte bedrift. Det er således et mål for beregningerne, at landbrugsmodellerne (ESMERALDA og bedriftsmodellerne) beregner den optimale adfærdsmæssige tilpasning på bedrifterne og mellem bedrifterne til forskellige afgiftssatser, kvoter og regler.

Hvis man skal sammenligne omkostningseffektiviteten ved forskellige virkemidler er det vigtigt at sikre, at virkemidler har samme effekt på N-udvaskningen og afstrømningen. I transporten fra rodzonen til vandløb, søer og havområder kan både geologiske og hydrologiske forhold spille ind, idet arealspecifikke tiltag kan give en større reduktion i afstrømningen end ikke-arealspecifikke tiltag vil give, selvom ændringen i N-udvaskningen fra rodzonen er den samme. Dette gælder specielt, fordi en del af N-udvaskningen ender i grundvand, mens andet påvirker overfladevand. Det er derfor nødvendigt med kendskab til den faktiske placering af disse tiltag, men såfremt dette ikke kendes (fx nationale virkemidler) anvendes en gennemsnitlig N-retention, hvor-

ved omkostninger i forhold til udvaskning og afstrømning reelt sidestilles. I scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003) er antaget en N-retention på 2/3, således at kun 1/3 af det kvælstof der forlader rodzonen når vandløb eller fjorde. Der er imidlertid stor variation i N-retentionen, selv indenfor samme opland (Nielsen et al., 2004). Også det tidsmæssige aspekt skal inddrages, idet nogle ændringer kan forventes at ændre miljøtilstanden indenfor få år, mens andre virkemidler først vil påvirke miljøtilstanden om årtier.

Som det fremgår af kapitel 1 har det i VMPIII-arbejdet ikke været praktisk muligt at gennemføre en fuldt integreret miljø- og økonomianalyse, men det er som led i arbejdet søgt at vurdere, hvilke mulige vekselvirkninger med andre virkemidler der er tale om. De gennemførte analyser ligger således mellem trin 1 og 2, idet der bl.a. ikke er lavet integrerede analyser af ændringer i afstrømningen og miljøtilstand.

Figur 3.2. Analyse af virkemiddel i relation til miljøtilstand og indvirkning på indtjening (trin 2)



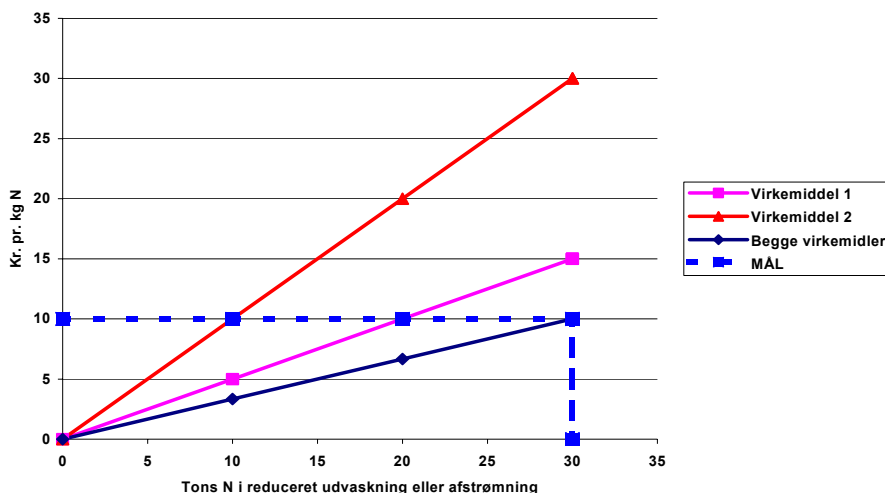
Kilde: Egen fremstilling.

3.3. Omkostningseffektive valg af virkemidler

For at opnå så lave omkostninger som muligt, skal der vælges virkemidler, som sikrer den nødvendige miljøeffekt, og som samtidigt fører til en økonomisk hensigtsmæssig fordeling af foranstaltninger mellem forurenerne (landbrugsbedrifterne), samtidig med at virkemidlerne skal medføre et hensigtsmæssig valg af foranstaltninger på den enkelte bedrift. Dvs. at virkemidlerne skal medføre incitamenter til et omkostningseffektivt valg af foranstaltninger, som fx nedsat gødningsforbrug, ændret udnyttelse af husdyrgødningen, afgrødevalg m.v., som skal til for at opnå miljømålet.

Ved analyse af virkemidler er det som udgangspunkt nødvendigt at kende sammenhængen mellem reguleringsniveau (fx udvaskning) og omkostninger for hvert virkemiddel/reguleringssystem. Generelt gælder, at et virkemiddel bliver dyrere, jo mere man ønsker at anvende det pågældende virkemiddel. Årsagen er, at omkostningerne stiger og/eller miljøeffekten reduceres, når omfanget øges. Omkostningerne ved de enkelte virkemidler kan tænkes at stige lineært med miljøeffekten som i figur 3.3, men de kan også stige fx eksponentielt som følge af både stigende marginale omkostninger og aftagende miljøeffekt.

Figur 3.3. Omkostningseffektivitet for forskellige virkemidler (illustrativt eksempel)



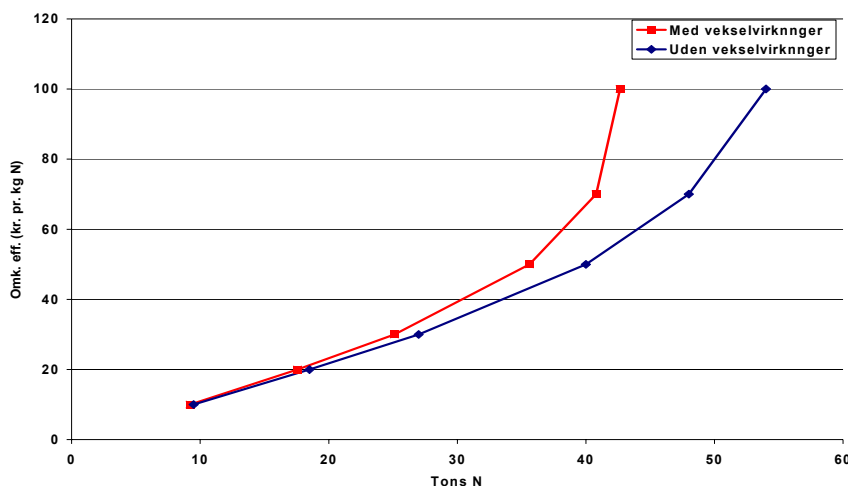
Kilde: Egen fremstilling.

Såfremt der ønskes en reduktion i udvaskningen på 30 tons er det ud fra eksemplet i figur 3.3 muligt at fastlægge den øvre marginalomkostningsgrænse til 10 kr. pr. kg N-udvaskning. Ved dette niveau opnås en reduktion på 30 tons N fordelt med 20 tons på virkemiddel 1 og 10 tons på virkemiddel 2. Det er principielt muligt at opstille en omkostningskurve, der beskriver den optimale sammensætning af virkemidler, reduktion i N-udvaskning og årlige omkostninger. En sådan kurve vil typisk være stærkt stigende, idet de billige virkemidler først udnyttes, hvorfor yderligere reduktioner kræver brug af andre og dyrere virkemidler.

I figur 3.4 er angivet, hvorledes en sådan sammenhæng mellem reduktion i udvaskning og omkostninger kunne se ud. Kurven uden vekselvirkninger angiver sammenhængen, hvis der ikke er noget samspil mellem virkemidlerne, og deres effekter er additive. Imidlertid vil det for nogle virkemidler gælde, at den opnåede miljøeffekt eller omkostningsvirkning påvirkes som følge af samspil med de øvrige virkemidler, fx på grund af overlap mellem virkemidlers miljøeffekter eller deres økonomiske konsekvenser.

Det er derfor i den endelige vurdering af de enkelte pakker af virkemidler vigtigt så vidt muligt at tage hensyn til omfanget af vekselvirkninger mellem virkemidler, der påvirker de økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

Figur 3.4. Omkostninger pr. kg N med og uden vekselvirkninger (illustrativt eksempel)



Kilde: Egen fremstilling.

3.4. Integrerede analyseværktøjer til belysning af økonomi og kvælstofstab

I løbet af 90'erne har der som nævnt været omfattende forskningsindsats i forhold til økonomiske og miljømæssige konsekvenser af regulering af kvælstofforureningen fra landbruget. Det har ført til udvikling af en række forskellige modelværktøjer. Forskningen og modeludviklingen har været rettet mod forskellige niveauer (nationalt, regionalt, bedriftsniveau, osv.), og har omfattet forskellige grader af integration mellem

økonomi- og miljømodeller. Analysetilgangen og valget af analysemodel har således været afhængigt af de problemstillinger, som analyseværktøjet skulle belyse.

En stor del af indsatsen kan kategoriseres som enten ”bottom-up” eller ”top-down” koncepter. Bottom-up tilgangen tager udgangspunkt i mikro-niveauet (fx. mark- eller bedriftsniveauet), og løsninger herfra kan evt. aggregeres op til et ønsket aggregeringsniveau (fx nationalt eller regionalt). Sådanne modelkoncepter kan bruges til at analysere problemstillinger, der har fokus på specifikke faktorer, hvor der er stort behov for at sikre konsistens med fx agronomiske sammenhænge. Et eksempel herpå er den ovenfor omtalte FASSET-model (Jacobsen et al., 1998) og (Bernstein et al., 2003), som er udviklet under forskningsprogrammet ”Bæredygtige Strategier”, men den har som nævnt også været anvendt i ARLAS-projektet (Hansen, 2002b). FASSET-modellen søger at simulere optimeringsadfærden på en konkret bedriftstype under nogle specifikke forudsætninger. Givet relativt detaljerede forudsætninger om sædskifte, jordbonitet, klimaforhold osv. er det muligt at foretage relativt præcise vurderinger af den konkrete modelbedrifts bidrag til fx kvælstofudvaskningen. Også analyserne i Hasler (1998) bygger på et bottom-up princip.

Derimod tager top-down tilgangen udgangspunkt i makro-niveauet (fx det nationale niveau) og løsninger herfra disaggregeres et ønsket underniveau (fx bedriftstyper, regioner). Top-down tilgangen anvendes ofte til fremskrivninger og analyser for hele sektoren og samfundet, hvor der er behov for sikring af konsistens med nogle overordnede sammenhænge (fx hensynet til den samlede arealanvendelse eller samspillet med andre erhverv). Tilgangen har bl.a. været anvendt i forskningsprogrammet ”Bæredygtige Strategier” til vurdering af konsekvenserne af en kvælstof-afgift for kvælstofudledningen til Vejle Fjord (Schou et al., 1998) og til vurdering af konsekvenserne af kvælstofpolitiske tiltag for en række makroøkonomiske variable, så som bruttonationalprodukt, forbrugsmuligheden i samfundet, eksporten m.v. (Jacobsen, 1999). Desuden er der i forbindelse med Miljøstyrelsens og DMU’s IMIS-projekt udviklet et integreret modelkoncept, som tager udgangspunkt i en makroøkonomisk fremskrivning vha. ADAM-modellen – og som beregner de afledte konsekvenser heraf for en række miljø-indikatorer. Princippet heri er videreudviklet som led i AMOR-centret under det Strategiske Miljøforskningsprogram II (Andersen et al., 2000).

Det er oplagt, at det generelt har krævet ganske betydelige ressourcer at opstille de omtalte tværdisciplinære modelværktøjer, og løbende vedligeholdelse og opdatering af modelværktøjerne stiller ligeledes betydelige krav om kontinuitet i ressource-tilgang, analyseaktivitet og bemanning i de involverede forskningsmiljøer. Det har

således ikke været muligt at opretholde og ajourføre alle disse udviklede integrerede modelværktøjer, så analyserne i det følgende bygger ikke direkte på nogen af de omtalte modelkoncepter. Men da en stor del af forfatterne til nærværende rapport har deltaget i de fleste af ovennævnte modeludviklingsarbejder, har det alligevel været muligt at drage nytte af den erfaring, som er opsamlet i relation til analyseværktøjerne.

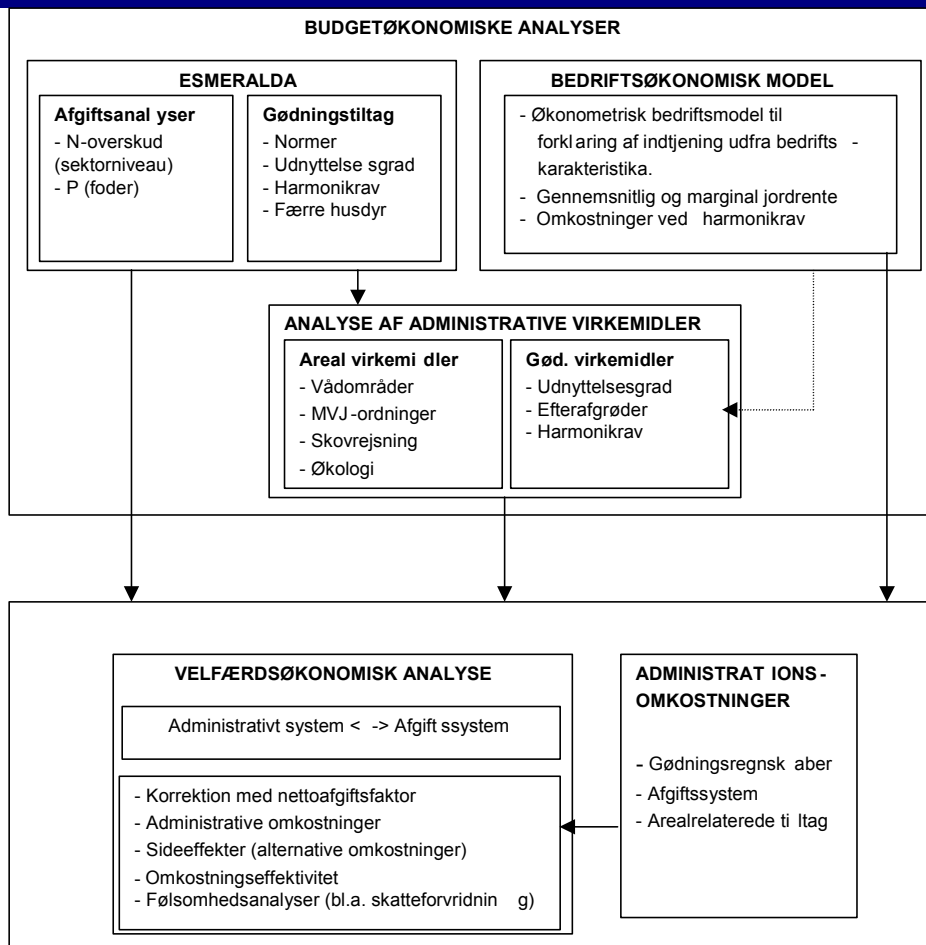
3.5. Oversigt over de anvendte modeller

I de efterfølgende kapitler analyseres en række meget forskelligartede instrumenter til reduktion af næringsstofbelastningen fra dansk landbrug. Nogle af instrumenterne kan karakteriseres som økonomiske virkemidler, som virker i kraft af de økonomiske incitamenter de skaber gennem fx. ændrede prisrelationer. Andre instrumenter kan karakteriseres som administrative virkemidler som med varierende detaljeringsgrad sætter normer og regler for landbrugets produktionsadfærd. Mens endnu andre bygger på direkte påvirkning af arealanvendelsen gennem målrettede udpegninger og tilskud. De underliggende mekanismer i de betragtede virkemidler er således grundlæggende forskellige, og der er behov for en række forskellige analyseværktøjer for at kunne belyse de erhvervs- og samfundsøkonomiske konsekvenser af de forskellige dele af dette brede instrumentarium.

I figur 3.5 er der givet et overblik over de anvendte modeltilgange i henholdsvis de budget/sectorøkonomiske og de velfærdsøkonomiske analyser. Analyseværktøjerne adskiller sig med hensyn til deres inddragelse af adfærdsændringer, detaljeringsgrad og datagrundlag, samt de underliggende analyseforudsætninger. Ingen af de anvendte modeller er egnede til at analysere hele spektret af reguleringsinstrumenter, og de enkelte modeller er derfor i det efterfølgende anvendt, hvor de hver især har deres styrke.

Effekterne af generelle reguleringsinstrumenter, som kan forventes at påvirke adfærden på bedrifterne, er som hovedregel analyseret ved hjælp af den økonometriske landbrugssektormodel ESMERALDA. Analyserne omfatter afgifter på kvælstof og til dels fosfor, hvor netop bedriftenes tilpasning til ændrede prisforhold som følge af afgifterne er et centralt element i afgiftsinstrumenternes virkemåde. Det omfatter også ændringer i normerne for gødningstildeling og udnyttelse af husdyrgødning, hvor bedriftenes tilpasningsmuligheder indenfor den gældende regulering har konsekvenser for omkostninger og miljøvirkning forbundet med reguleringen.

Figur 3.5. Oversigt over de anvendte økonomimodeller og deres indbyrdes sammenhæng



Kilde: Egen fremstilling.

Effekterne af generelle strukturelle tiltag som ekstensivering, arealudtagning m.v. er analyseret ved hjælp af en bedriftsøkonomisk model. Det skyldes, at landbrugsindtjeningens følsomhed overfor strukturelle rammebetingelser samt den geografiske placering af berørte bedrifter spiller en væsentlig rolle, mens tilpasningen indenfor de ændrede rammer kun har sekundær betydning,

Endelig er der for en række mere specifikke tiltag (fx. tilskyndelse til ændrede produktionsmetoder) foretaget konkrete budgetøkonomiske vurderinger af deres virkning på næringsstofbelastningen, samt det tilknyttede behov for tilskud eller kompensation for at opnå konkrete mål. Eksempler på sådanne tiltag er ”målretning af eksisterende 6 pct. efterafgrøder til husdyrbedrifter”, ”yderligere etablering af efterafgrøder målrettet mod areal som modtager husdyrgødning” eller ”bioforgasning af mere gylle”.

Udover at have forskelligt fokus bygger de tre analysetilgange også i nogen grad på forskellige forudsætninger og datagrundlag. ESMERALDA og den bedriftsøkonomiske model bygger begge på regnskabsdata fra Fødevareøkonomisk Institut, mens de budgetøkonomiske vurderinger i høj grad bygger på eksisterende tilskudssatser m.v. som approksimation for de landbrugsmæssige driftstab i forbindelse med de konkrete virkemidler.

I det følgende beskrives de enkelte modelkoncepter og analysemetoder nærmere. Først gives en oversigt over den sektorøkonomiske tilgang i ESMERALDA, hvorefter den bedriftsøkonomiske modellering beskrives. Endelig beskrives principperne i den velfærdsøkonomiske analyse. Som det fremgår giver både ESMERALDA og den bedriftsøkonomiske model input til den budgetøkonomiske analyse af virkemidler, ligesom de giver selvstændige resultater som direkte indgår i de velfærdsøkonomiske analyser.

3.6. Sektorøkonomiske analyser (ESMERALDA)

Nærværende afsnit har til formål at beskrive den metodemæssige tilgang i landbrugssektormodellen ESMERALDA, som er anvendt til analyserne på nationalt niveau og til dels også på regionalt niveau. Modellen er baseret på økonometrisk estimerede omkostningsfunktioner på grundlag af økonomiske regnskabsdata, suppleret med yderligere data og parametre af mere biologisk/agronomisk karakter. Beskrivelsen i det følgende omfatter ESMERALDA's teorigrundlag og modellens væsentligste effekter, modellens datagrundlag og parametre, modellering af næringsstofbalancer og repræsentation af forskellige virkemidler i forhold til næringsstofregulering.

3.6.1. Teorigrundlag og metode

Landbrugssektormodellen ESMERALDA er udviklet af Fødevareøkonomisk Institut gennem de seneste ca. 10 år. Modellen er en økonometrisk model for de danske landbrugsbedrifter, baseret på paneldata fra driftsregnskaber for 1500-2000 landbrugsbe-

drifter årligt i perioden 1973-96. Modellen tager udgangspunkt i en antagelse om, at producenterne på kort sigt kan ændre på udbyttens niveau pr. hektar samt indsatsen af gødning, pesticider, foder, arbejdskraft, energi, tjenester, og på langt sigt også kan ændre på areal-anvendelse og husdyrhold. Det teoretiske udgangspunkt for adfærdsbeskrivelsen er en økonomisk optimering på bedriften som helhed, og via sit empiriske datagrundlag tager modellen udgangspunkt i den faktisk observerede adfærd. Modellen opdeler tilpasninger til ændrede rammevilkår i følgende 4 komponenter, som beskrives mere detaljeret nedenfor

- tilpasning i faktorsammensætning
- tilpasning i produktionsintensitet
- tilpasning i arealanvendelse og husdyrhold
- tilpasning i bedriftsstruktur

En ændring i kvælstofs tilgængelighed for landbruget (eksempelvis i form af en afgift eller kvote på kvælstof), giver landmændene incitamenter til at justere sammensætningen af indsatsfaktorer. Sådanne substitutionseffekter omfatter bl.a.

- øgede anstrengelser for at forbedre udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning
- substitution og komplementaritet i forhold til bl.a. pesticider
- ændret udnyttelse af arbejdskraft og kapacitet

Sådanne substitutionseffekter indebærer, at selv ved et uændret udbyttens niveau vil en prisændring på kvælstof føre til en ændret kvælstofindsats pr. hektar. Fx vil en højere pris på kvælstofgødning også øge værdien af kvælstof i husdyrgødning og giver dermed et økonomisk incitament til at øge udnyttelsen heraf. Marginalomkostningerne ved en forbedring af udnyttelsen kan eksempelvis være øget arbejdsindsats (evt. i spidslast-perioder) eller ekstra maskinstationsomkostninger til gyllenedfældning i forhold til eksempelvis slæbeslanger. Hvis prisen på kvælstofgødning øges, kan der være et økonomisk incitament til at reducere kvælstofindsatsen mod til gengæld at øge indsatsen af ukrudtsmidler. Hvis der ligeledes antages en positiv sammenhæng mellem arbejds- og kapacitetsindsats på den ene side, og udbyttens niveau på den anden, så vil den ”økonomisk optimale” kapacitetsindsats være resultat af en afvejning mellem såning eller høst på et ”teknisk optimalt” tidspunkt på den ene side, og hensynet til spidsbelastningsomkostninger på den anden side. Et ændret prisforhold mellem kvælstofgødning og kapacitetsomkostninger kan give økonomisk incitament til at ændre denne balance i retning af at reducere kvælstofindsatsen og øge arbejds-/kapacitetsindsatsen.

Modellen beskriver tilpasninger i udbyttene for de forskellige afgrøder, som reaktion på eksempelvis prisændringer på kvælstofgødning (ændret produktionsintensitet). Principielt er disse udbytte-tilpasninger stort set analoge til de tilpasninger, som kan beskrives vha. partielle forsøgsbaserede udbyttefunktioner. Dog vil der i forbindelse med udbyttefunktioner estimeret på baggrund af kontrollerede forsøg være en mere klar sondring mellem kort- og langsigtseffekter end der vil være i en udbyttefunktion, som er udledt på baggrund af landmændenes observerede adfærd (som måske/måske ikke tager højde for langsigtsvirkninger af ændringer i gødningstildeling). Udbyttefunktionen i ESMERALDA vil således afspejle den faktiske udbytteudvikling under gennemsnitlige vejrforhold, incl. en vis hensyntagen til den langsigtede effekt af ændret gødningstildeling, i det omfang producenterne tager højde herfor.

Udover tilpasninger i udbytter pr. ha og tilpasninger i sammensætningen af indsatsfaktorer giver ændrede prisforhold også anledning til ændringer i bedrifternes produktionssammensætning, herunder sædskifte og husdyrhold. En højere pris på kvælstof vil således alt andet lige favorisere afgrøder med et lavt kvælstofbehov, og især kvælstoffikserende afgrøder, på bekostning af afgrøder med højt kvælstofbehov. ESMERALDA omfatter sådanne effekter på grundlag af adfærdsparametre estimeret fra historiske data.

ESMERALDA beskriver tilpasningerne på knap 2000 repræsentative danske enkeltbedrifter, som tilsammen udspænder variationen i dansk landbrug. Ved hjælp af et sæt vægte, som afspejler udbredelsen af hver enkelt af de knap 2000 bedriftstyper i Danmark, kan resultater fra disse enkeltbedrifter opregnes til et relevant aggregeringsniveau (fx det nationale eller regionale niveau, eller for gruppen af bedrifter indenfor en bestemt kategori). Ændringer i produktionsmuligheder og indtjeningsforhold på landbrugsbedrifterne kan medføre tilpasninger i bedriftsstrukturens udviklingsmønstre. Det forudsættes imidlertid i nærværende sammenhæng, at bedriftsstrukturen ikke påvirkes for så vidt angår antal bedrifter og areal pr. bedrift af de tiltag, som er i betragtning i nærværende analyse.

Resultater vedrørende omkostningerne som følge af en given miljøregulering er i ESMERALDA som udgangspunkt udtrykt i tab af indtjening efter aflønning af arbejdskraft (dvs. rest til aflønning af kapital og jord). Da omkostningsresultaterne dog generelt beregnes som forskel i landbrugssektorens indtjening i to forskellige scenarier, vurderes denne afvigelse i omkostningsbegreb i forhold til de to andre tilgange (ændring i jordrente) at have begrænset betydning så længe, indsatsen af inventar og bygninger er nogenlunde ens i de sammenlignede scenarier.

3.6.2. Data og estimerede adfærdsparametre

ESMERALDA's tilpasningsmekanismer kan repræsenteres ved et sæt adfærdsparametre, fx. priselastisiteter. Sådanne adfærdsparametre er estimeret økonometrisk for 4 bedriftstyper (deltidsbrug og heltids plante-, kvæg- og svinebrug) på hhv. ler- og sandjord på grundlag af "rullende" paneldata bestående af individuelle driftsregnskaber (med tilhørende oplysninger vedr. areal, husdyrhold m.v.) fra mellem 1500 og 2000 bedrifter årligt i perioden 1973-1996.

I en økonometrisk model som den nærværende kan en kontinuert teknologiudvikling (fx fodereffektivitet, genetiske fremskridt) implicit være repræsenteret i modellens adfærdsparametre (fx således, at den marginale teknologi-fremmende effekt af en kvælstofprisændring udgør en del af prisresponsen). Derimod ville diskretionære teknologiskift indebære et skift i den økonometriske models parametre, hvorfor sådanne skift er vanskelige at undersøge med udgangspunkt i den økonometriske tilgang. Omfanget af de implicitte forbedringer i fodringseffektiviteten er baseret på historiske ændringer og svarer derfor ikke nødvendigvis til de forventninger, der beskrives i andre tekniske undergrupperapporter i VMPIII arbejdet.

En økonometrisk model er i princippet kun valid indenfor de variationsintervaller, hvor modellens parametre er estimeret. Anvendelse af modellen til eksempelvis analyser af prisforhold, som ligger uden for de historisk observerede kræver således supplerende forudsætninger om, at modellens parametre er robuste i forhold hertil – en forudsætning som i sagens natur ikke kan efterprøves empirisk⁶. Til gengæld giver økonometrisk estimerede parametre baseret på observerede regnskabsdata en beskrivelse af bedriftenes samlede optimering, som er vanskelig at belyse på grundlag af fx dyrkningsforsøg.

En yderligere begrænsning ved den rent økonometriske tilgang i forhold til kvælstof- og fosfor-problematikken er, at de anvendte regnskabsdata ikke er særligt detaljerede omkring netop forbruget af disse næringsstoffer, hvilket medfører, at rent økonometriske estimater af disse adfærdsparametre er behæftet med relativt stor usikkerhed.

⁶ Udbyttefunktioner (fx 2.- eller 3. grads polynomiale funktioner) er derimod som oftest estimeret på grundlag af forsøgsdata, som afspejler relativt store variationer i kvælstoftildelingen, fra en tildeling på 0 kg/ha og op til den udbyttemaksimerende tildeling. Dermed har disse udbyttefunktioner validitet for relativt store variationer i kvælstoftildelingen – partielt set. Dog er udbyttefunktionernes forudsætning om at indsatsen af alle øvrige inputs holdes konstant formentlig problematisk, hvis der er tale om store prisstigninger på kvælstofgødning. I tilfælde af analyser af væsentlige ændringer i fx. prisforhold vil begge analysetilgange således være behæftet med en vis usikkerhed.

Dette afhjælpes i de konkrete analyser ved at inddrage relevant information fra udbyttefunktioner estimeret på baggrund af kontrollerede dyrkningsforsøg på en måde som er konsistent med modellens grundantagelser. Således justeres økonometrisk estimerede adfærdsparametre i retning af tilsvarende dyrkningsforsøg-baserede parametre under hensyntagen til den relative estimationsusikkerhed i de to parametersæt og på en måde, så det er konsistent med de økonomisk-teoretiske forudsætninger for hver af de knap 2000 bedrifter i modellen.

I ESMERALDA's adfærdsparametre tages der som nævnt udgangspunkt i den faktisk observerede adfærd, hvor der i et vist omfang må formodes at være taget højde for langsigteffekterne dog begrænset af, at de økonomiske konsekvenser af langsigteffekterne er behæftet med en betydelig usikkerhed (bl.a. vedr. fremtidige priser, men også mht. effekten af dette års kvælstoftildeling på de kommende års udbytniveauer).

ESMERALDA's adfærdsparametre angiver tilpasninger i udbytniveau pr. hektar og areal for de forskellige afgrøder, mens parametrene vedrørende faktorindsats viser tilpasningerne på bedriftsniveau. I forhold til problemstillingerne om næringsstofbelastning er der imidlertid behov for en opsplitning af næringsstofftilførslerne på bedriftsniveau på de respektive afgrødearealer. På baggrund af partielle udbyttefunktioner estimeret på grundlag af dyrkningsforsøg er det muligt at fordele bedriftseffekten ud på afgrøder ved hjælp af fordelingsnøglen

$$\dot{x}_i = \frac{\varepsilon_i}{\sum_j v_j \cdot \varepsilon_j} \cdot \dot{x} \quad (3.1)$$

hvor \dot{x}_i er den relative tilpasning i tilgangen pr. hektar af faktoren x i afgrødesektor nr. i , \dot{x} er bedriftens samlede relative tilpasning i tilgangen af faktor x pr. hektar, ε_i er priselasticiteten for tilgangen af faktor x for afgrøde i , og v_i er afgrøde i 's andel af bedriftens samlede tilførsel af faktor x .

Som led i Vandmiljøplan II blev kvælstof-gødskningsnormerne reduceret til 90 pct. af det økonomisk optimale, og kravene til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning blev øget med 15 pct. point. Kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning er således 75 pct. for svinegylle, 70 pct. for kvæg gylle og 45 pct. for dybstrøelse. Tilsammen indebærer disse skærper, at der på bedrifterne er introduceret en begrænsning på brugen

af kvælstof-kunstgødning – afhængig af bedriftens produktionssammensætning. I fremskrivningen indregnes kravene til gødningsudnyttelse og norm ved, at producenterne rationerer med kvælstofgødningen, som om prisen var højere end den faktiske markedspris (som om der havde været en afgift på kvælstof i kunstgødning). Kombinationen af de to virkemidler påvirker således bedriftenes produktion og faktorforbrug i forhold til, hvor bindende disse tiltag er for den enkelte bedrift. Denne kombination repræsenteres i modelanalysen ved en ”skyggeafgift” på kvælstofgødning, som medfører et gødningsforbrug svarende til de nuværende krav om udnyttelse af N i husdyrgødning og gødningsnormen for den enkelte bedrift.

3.6.3. Modellering af næringsstofbalancer på sektorniveau

Kvælstof- og fosforoverskuddet er et estimat af landbrugets potentielle samlede tab af de betragtede næringsstoffer til luft, vand og ændringer i jordens næringsstofpuljer (se tabel 3.1).

Tabel 3.1. Princippet i beregning af næringsstofbalance

Balance-post	Formel
1 Tilførsel i kunstgødning	Kg næringsstof i kunstgødning
2 Tilførsel i indkøbt foder	næringsstofkoeff.*kg indkøbt foder
3 Tilførsel i form af fixering og atmosfærisk deposition	næringsstofkoeff.*areal fix. afgrøder
4 Tilførsel i alt	1+2+3
5 Fraførsel med afgrøder	næringsstofkoeff.*kg solgte afgrøder
6 Fraførsel med animalske produkter	næringsstofkoeff.*kg solgt anim. prod.
7 Fraførsel i alt	5 + 6
8 Overskud	4 – 7

Beregningen af overskuddet foretages ved at sammenholde tilført og fraført kvælstof i landbruget. Fra et sektorperspektiv kan der anlægges en nettobetragtning, hvor der ses bort fra de landbrugsinterne næringsstof-flows i form af husdyrgødning og afgrøder anvendt direkte som foder på bedrifterne. De anvendte næringsstofkoefficienter fremgår af tabel 3.2.

Tabel 3.2. Indhold af kvælstof i fodermidler og landbrugsprodukter

	Kvælstof-indhold kg N/ton tørstof	Tørstof-procent	Fixering, kg N/ha
Græs/kløvergræs	5,8		185
Vedvarende græs	5,8		105
Helsæd	5,9		0
Kraftfoder	38,7		
Såsæd	16,8	85	
Korn	16,8	85	
Ærter	1,7	85	110
Græs- og kløverfrø	10,2		
Raps	28,3	89	
Kartofler	3,5	24	
Sukkerroer	0,5	22	
Produkter:			
Mælk	5,4		
Oksekød	26,1		
Smågrise	27,0		
Slagtesvin	27,0		
Fjerkræ	28,8		

Kilder: Fodermiddeltabeller, Anonym (2003).

I de anvendte regnskabsdata er foderforbruget alene registreret ved bedriftens indkøb af hhv. kraftfoder (incl. korn) og grovfoder. Kvælstof- og fosforindholdet i foderstoffer er derfor beregnet som et vægtet gennemsnit over de mest udbredte fodertyper, jf. Danmarks Statistiks Landbrugsstatistik 2001. Da en del af det samlede foderforbrug dækkes af landbrugs-internt forbrug af korn, er vægtningen justeret herfor⁷.

3.7. Bedriftsøkonomisk jordrentemodel

De driftsøkonomiske analyser af omkostningerne ved udtagning af jord, husdyr og bedrifter i oplandet til Odense Fjord er baseret på en økonometrisk bestemt jordrentemodel. Den benyttede model inddrager som noget nyt bedriftsstørrelsen og husdyrintensiteten i lokalområdet som væsentlige forklarende faktorer for bedriftenes økonomi.

⁷ Da det ikke har været muligt at sondre mellem internt forbrug af eget korn og korn købt direkte fra andre bedrifter, er der ikke taget hensyn til, at en del af dette interne forbrug repræsenterer direkte handel mellem bedrifterne i vægtningen, hvorimod foderindkøbet iflg. modellens datagrundlag også omfatter direkte køb fra andre bedrifter.

Til brug for en driftsøkonomisk beskrivelse af bedriftenes indtjening og øvrige driftsøkonomiske forhold har det været ønskeligt i så stort et omfang som muligt at inddrage effekten af administrative forhold (gældende tilskud, harmonikrav, gødningsnormer), bedriftens geografi (placering, arondering, klima, jordkvalitet, regionale prisforhold, dyretæthed i lokalområdet), bedriftens mulighed for at dyrke specialafgrøder (knowhow og maskiner til højbærgrøder), skalaøkonomiske forhold i markdriften og de enkelte husdyrproduktioner (economy of scale), krydseffekter mellem husdyr og mark (economy of scope) samt almindelige stordriftsfordele (economy of size).

For at kunne beregne de marginale effekter af forskellige reguleringer i husdyrholdet, omkostninger ved opkøb eller udtagning af jord samt skærpede harmonikrav i forskellige VMPIII scenarier, er det ønskeligt, at netop husdyrholdet, det dyrkede areal, den eksisterende detail-regulering (harmonikrav og gødningsnormer) og fx dyretætheden i lokalområdet så vidt muligt optræder som selvstændige, kontinuerte og forklarende variable i beskrivelsen af bedriftenes indtjening og driftsøkonomiske forhold. Eksempelvis har bedriftens husdyrtæthed ingen selvstændig betydning, men udtrykkes i stedet gennem et eventuelt manglende eller overskydende harmoni areal. Et negativt harmoniareal indikerer, dels at bedriften nok ikke er selvforsynende med grovfoder og foderkorn, dels at bedriften har behov at transportere og afhænde gylle til andre landmænd. Specielt omkostningerne ved at afhænde og transportere gylle må forventes at være mere end blot proportionalt stigende med husdyrintensiteten i bedriftens lokalområde.

3.7.1. Datagrundlag

Med brug af alle godt 10.000 regnskaber fra Fødevareøkonomisk Instituts regnskabsstatistik (Serie A) fra hele landet i perioden 1996-2001⁸ er der estimeret en række modeller til beskrivelse af bedriftenes indtjening, driftsøkonomi og ressourceforbrug som funktioner af tid (dynamisk), sted (geografisk placering), areal, bonitet, dyrehold, harmoniproblemer samt knowhow og muligheder for dyrkning af specialafgrøder.

I de driftsøkonomiske analyser er Danmark opdelt i tre regioner. Opdelingen er sket på baggrund af kommunernes andel af lerjord samt et ønske om at opdele Danmark i

⁸ Fra og med 1996 har Serie A regnskaberne indeholdt oplysninger om bedriftenes bonitet i form af areal (ha) med grovsand, finsand og lerjord samt andre boniteter som fx humusjord. Grovsand svarer til jb1+3, finsand svarer til jb2+4 og lerjord svarer til jb5-10, mens andre boniteter (Humus) svarer til jb11-13.

tre lige store, velafgrænsede områder. Amterne øst for Storebælt udgør regionen ”Østlige øer” (ØØ). Fyns Amt samt kommunerne i den østligste 1/3 del af Sønderjyllands Amt, den østlige ½ af Vejle Amt og den sydøstlige ¾ af Århus Amt udgør regionen ”Fyn og Østjylland” (FØJ). De resterende kommuner i den vestlige del af Sønderjyllands, Vejle og Århus amter samt Ribe, Ringkøbing og Nordjyllands amter udgør regionen ”Nordlige og vestlige Jylland” (NVJ).

Opdelingen af bedrifterne på bedriftstyper sker ud fra hoveddriftsgren og bedriftens specialafgrøder jf. tabel 3.3. Bedrifter der modtager økologitilskud eller omlægningsstøtte til blot en enkelt driftsgren regnes til bedriftstypen 00Oko. Bedrifter med mindst 60 pct. grovfoderafgrøder defineres som bedriftstype 11KvI (intensive kvægbrug), mens bedrifter med mindst 16 pct. grovfoderafgrøder defineres som bedriftstype 10KvE (ekstensive kvægbrug), osv.

Tabel 3.3. Bedriftstyper, hoveddriftsgrene, dominerende jordtype og specialafgrøder

Bedriftstype (Btyp)	Hoveddriftsgren (Dgr)	Specialafgrøder
00Oko	Økologi	Bedrifter der modtager økologitilskud til en/flere driftsgrene
01Pla	Planteavl	Resterende bedrifter
02Spc	Specialafgrøder	> 10 pct. frilandsgrønsager eller >16 pct. sukkerroer, kløver- og græsfrø, kartofler og frilandsgrønsager
03Fro	Specialafgrøder	> 16 pct. kløver- og græsfrø
03Suk	Specialafgrøder	> 16 pct. sukkerroer
09Kar	Planter / Svin	> 16 pct. kartofler
10KvE	Kvægbrug	> 16 pct. grovfoderafgrøder
11KvI	Kvægbrug	> 60 pct. grovfoderafgrøder

Kilde: Egen beskrivelse.

Det er som nævnt valgt at betragte økologi som én selvstændig bedriftstype (00Oko). Det betyder, at denne bedriftstype er meget heterogen, men domineret af bedrifter med malkekvæg på sandjord i Sønderjyllands, Ribe og Ringkøbing amter.

Det er som nævnt valgt at inddrage husdyrintensiteten i bedrifternes lokalområde samt bedrifternes eventuelle overskud eller underskud af harmoniarealer som forklarende variable i de driftsøkonomiske modeller. Bedrifternes dyreenheder og eventuelt overskydende eller manglende harmoniareal (HaFri) er beregnet med brug af årets aktuelle harmonikrav og regler for beregning af dyreenheder. For kvægbedrifter før 1998 er der regnet med 2,3 DE pr. ha. Fra og med 1998 er harmonikravet for kvægbedrifter med en stor andel grovfoder, svarende til bedriftstype 11KvI, 2,3 DE pr. ha.

For øvrige kvægbedrifter, svarende til bedriftstype 10KvE, er kravet 2,1 DE pr. ha. De resterende plante- og svineavlsbedrifter er underlagt et krav om maksimalt 1,7 DE pr. ha.

Med brug af Fødevareøkonomisk Instituts regnskabsdatabase har det endvidere været muligt at bestemme husdyrintensiteten i nye dyreenheder i de enkelte af landets kommuner samt udviklingen i husdyrtætheden i de enkelte amter. Ved beregningen af husdyrintensiteten i de enkelte kommuner indgår også nabokommunerne med det samlede landbrugsareal og antal husdyr. De laveste husdyrintensiteter er blevet beregnet for kommunerne på de østlige øer, mens de største husdyrintensiteter forekommer i Jylland og på Fyn⁹. De beregnede husdyrintensiteter stemmer i høj grad med Plantedirektoratets opgørelser (Plantedirektoratet, 2003).

Ved beregning af husdyrintensiteten i bedriftenes lokalområde (Kox) indgår husdyrintensiteten i bedriftens hjemkommune (KomDe) samt bedriftens eget areal (Ha) og bedriftens egne husdyr (De). Der bliver beregnet en husdyrintensitet for i alt 1.000 ha, hvor bedriften indgår med hele sit areal og alle sine husdyr, mens den resterende del af de 1.000 ha indgår med hjemkommunens gennemsnitlige husdyrintensitet.

$$(3.2) \quad Kox = ((1000 - Ha) KomDe + De) / 1000$$

For bedrifter med mere end 1.000 ha er husdyrintensiteten i lokalområdet udelukkende beregnet på baggrund af bedriftens eget areal og egne husdyr.

3.7.2. Resultatmål

De driftsøkonomiske muligheder, konsekvenser og omkostninger ved udtagning af fx landbrugsjord og husdyr i forbindelse med VMP III beskrives ud fra ændringerne i bedriftenes jordrente og behov for landbrugskapital. Jordrenten opgøres ud fra nettooverskuddet, hvor nettooverskuddet er defineret som overskud efter afskrivninger på bygninger og inventar; efter forrentning af jord, besætning, bygninger og inventar; efter afholdelse af forpagtningsafgifter og efter aflønning af brugerfamiliens arbejdsindsats. Jordrenten beregnes herefter som bedriftens nettooverskud plus forpagtningsafgifter og forrentning af jorden. Den marginale jordrente udtrykker den potentielle

⁹ De største intensiteter er således blevet beregnet for Nibe og Sydals kommuner (2,0 og 1,9 DE pr. ha). Fire kommuner med landbrugsbedrifter på de Østlige øer har en intensitet på mindre end 0,1 DE pr. ha, og yderligere 10 kommuner på de Østlige øer har en intensitet på mindre end 0,2 DE pr. ha.

forpagtningsafgift, og kapitalværdien af den marginale jordrente udtrykker prisen på jord.

Landbrugskapitalen er i grove træk sammensat af den offentlige vurdering for stuehus, driftsbygninger og jord plus den driftsmæssige værdi af besætning og inventar. Da jordværdien ikke fremgår eksplicit af vurderingen eller regnskaberne, er det imidlertid vanskeligt at fastsætte en præcis jordrente ud fra landbrugskapitalen¹⁰. Til brug for beregning af jordrenten er de enkelte kommuners jordpriser derfor blevet fastsat ved en regressionsanalyse på Fødevareøkonomisk Instituts regnskabsdatabase. Analysen viser, at der på tværs af kommunerne er en god sammenhæng mellem jordpriserne og boniteten. Således er de estimerede jordpriser generelt højere i Østjylland end i det øvrige Jylland, ligesom jordpriserne er højere i Thy og på Mors end i det øvrige Vestjylland og højere på Lolland-Falster end på de øvrige østlige øer. Analysen viser imidlertid også, at fx sukkerroekvoter eller variationer i boniteten inden for den enkelte kommune tilsyneladende er uden betydning for den offentlige vurdering.

For kommunerne i Fyns amt er den estimerede jordværdi for år 2000 i gennemsnit 78.000 kr. pr. ha med en spredning på 15.000 kr. pr. ha. Langeskov kommune er billigst med ca. 50.000 kr. ha og Nørre Åby er dyrest med ca. 110.000 kr. pr. ha. For kommunerne i Fyns Amt viser analysen, at jordpriserne i perioden 1996-2001 er steget med i gennemsnit 7.625 kr. pr. ha pr. år.

3.7.3. Modelbeskrivelse

Modellerne er baseret på de væsentligste, varige og dimensionerende kapaciteter som stalddkapacitet, mælke- og sukkerroekvote, areal med en specificeret bonitet, samt udstyr, mulighed og viden til at dyrke frøgræs, kartofler og grovfoder. Det antages, at når først disse væsentlige, varige og dimensionerende kapaciteter er beskrevet, kan bedriftens økonomi, arealanvendelse og miljøpåvirkning m.v. beskrives som funktioner heraf. I det følgende bliver modellen til beregningen af bedriftenes jordrente forklaret. De øvrige modeller benytter i princippet den samme opbygning.

Arealer i omdrift (Hom), arealer med vedvarende græs (JbVv), ler (Jb59), humusjorde (Jb99), specialafgrøderne sukkerroer (Sug), frø (Sed), kartofler (Pot), frilandsgrønsager (Gart) og grovfoderafgrøder (Grv) samt dyreholdet med DE for kvæg (DeKvg) og

¹⁰ Det har stor betydning for beregning af jordrenten, at jordpriserne er fastsat med størst mulig sikkerhed. Såfremt jordværdien er overvurderet med fx 50.000 kr. pr. ha, vil bedriftens jordrente, ved en forrentning af landbrugskapitalen med 4 pct. p.a., blive overvurderet med 2.000 kr. pr. ha.

øvrige DE (DeOev) indgår dels direkte i jordrentemodellen som kontinuerte forklarende variable, dels indirekte i en række af modellens klassevariable som fx region, bedriftstype og status for heltid/deltid (Del). Endvidere indgår høstår og amt som klassevariable, samt lokalområdets dyretæthed (Kox), diverse tidstrends og bedrifternes eventuelt overskydende eller manglende harmoniareal (HaFri) som kontinuerte variable.

Den skitserede model er en nettomodel for én bedriftstype i én kommune. Nettomodellen har, uden angivelse af fx trends, effekt af driftslederens alder og mulighed for vanding, i alt 21 variable (a1 - a21), mens brutto modellen har 29 variable, som med brug af klassevariable som fx år, region og bedriftstyper har i alt 169 modelvariable. Modellerne er estimeret med brug af SAS/PROC GLM og der er ved estimering af jordrenten opnået en forklaringsgrad (R^2) på 68,9 pct. Der er kun benyttet meget signifikante parametre i modellen (mindst på 99 pct. og typisk 99,9 pct. niveauet.)

Bedriftens indtjening og jordrente er i meget høj grad afhængig af driftslederen, årets priser, klima og skadevoldere i afgrøderne, held og uheld med indgåelse af diverse kontrakter om køb og salg af ydelser og produkter. En række af disse forhold er delvist medtaget i modellen, men fx ikke driftsledereffekten. Det er derfor vurderet, at en forklaringsgrad på 69 pct. er meget tilfredsstillende ved bestemmelse af jordrenten på bedriftsniveau¹¹.

Eksempelvis kan jordrenten for en bedrift uden specialafgrøder (bedriftstype 01Pla) i Assens kommune bestemmes med nedenstående model (3.3), hvor de estimerede parametre er angivet uden decimaler.

$$\begin{aligned}
 (3.3) \quad \text{Jordrente} &= -211.519 + 43.006 \text{ Del} \\
 &+ 5.315 \text{ Hom} + 8 \text{ Hom}^2 \\
 &+ 1.842 \text{ Jb59} - 1.037 \text{ Jb99} + 1.152 \text{ JbVv} \\
 &- 1.254 \text{ DeKvg} - 2.279 \text{ DeOev} + 4 \text{ DeOev}^2 \\
 &- 2.808 \text{ HaFri} - 10 \text{ HaFri}^2 - 4.666 \text{ HaFri Kox} \\
 &+ 9 \text{ HaFri}^2 \text{ Kox} + 3.375 \text{ HaFri Kox}^2
 \end{aligned}$$

¹¹ Eksperimenter med modellen har vist, at en mere detaljeret viden om husdyrholdet eller en fuldt specificeret arealanvendelse ikke øger forklaringsgraden væsentligt. Modellen kunne også være specificeret uden brug af harmoniareal eller krydseffekter mellem husdyr og areal. Ved at inddrage harmoniarealet i modellen for jordrenten, er forklaringsgraden imidlertid øget fra 67,2 pct. til 68,0 pct, og ved yderligere at inddrage husdyrintensiteten i lokalområdet øges forklaringsgraden til 68,9 pct.

3.8. Jordrentetab ved udtagning

Omkostningerne ved udtagning er opgjort som jordrentetabet for det areal der udtages, inklusive evt. tilskud og indtægter fra arealer efter udtagningen. Metoden bygger på den anvendte metode i Møller et al. (2000) og den har været anvendt i tidligere analyser (bl.a. Schou et al., 2001, og i Hasler og Schou, 2003 samt Birr-Pedersen, 2000). Datagrundlaget er opdateret fra 1997 data til 2001 data i forbindelse med de udførte beregninger.

Referencesituationen for scenarierne er som nævnt produktionen i 2001, hvor de eksisterende reguleringer af gødningsanvendelsen etc. gør sig gældende. Ændringen i den beregnede budget- og velfærdsøkonomiske jordrente før og efter udtagningen beregnes med udgangspunkt i følgende formel (12.1.) (jf. Schou 2003, s. 16):

$$\Pi_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} \cdot \Pi_j(x_{ij}) \quad (12.1)$$

hvor

Π_i	er jordrenten for område i
x_{ij}	er omfanget (ha eller antal dyr) af driftsgren j i området i
$\Pi_j(x_{ij})$	er jordrenten per ha eller dyr i driftsgren i
n	er antal driftsgrene

Det ses af formel 12.1, at jordrenten for et område afspejler de driftsgrene, dvs. husdyr- og planteproduktion der er i området, men også at den afspejler størrelsesøkonomiske forhold, idet der tages hensyn til aktivitetens størrelse ved beregningen af hver driftsgrens bidrag til områdets økonomi (se Birr-Pedersen, 2000, for nærmere diskussion heraf). Dette er gjort ved, at de økonomiske nøgletal (fx. jordrenten pr. ha) er beregnet for forskellige størrelsesgrupper, dvs. antal ha eller antal dyr, for de enkelte aktiviteter. Herefter beregnes det aggregerede jordrentetab på grundlag af omfanget af hver afgrøde og husdyr på hver bedrift (fx antal ha med vårbyg eller antal slagtesvin) og de budget- og velfærdsøkonomiske priser. På grundlag heraf opgøres de budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser som forskellen mellem en referencesituationen *før* udtagning, og situationen efter udtagning.

For hver driftsgren, dvs. afgrøde og husdyr, er der således med udgangspunkt i formel 12.1 opstillet omkostningskalkuler pr. ha eller pr. dyr, baseret på FØI's regnskaber for 2001. I lighed med ESMERALDA beregningerne anvendes faktorpriserne til de bud-

getøkonomiske kalkuler. Diverse tilskud og støttesatser fra EU og staten/amterne medtages også, og det budgetøkonomiske nettoresultat indikerer driftstabet for landbruget.

Da vi i disse generelle beregninger ikke kender beliggenhed og den tidligere produktion og indtægt fra arealerne, så er der forudsat, at produktionen på de udtagne arealer inden udtagningen repræsenterer et gennemsnit af produktionen på landplan. Det gælder både afgrødefordeling og husdyrproduktion. Dog er det forudsat, at der ikke dyrkes specialafgrøder som frø og kartofler i udtagingsområderne, og at der heller ikke udtages foderarealer.

At anvende dette gennemsnit for den tabte jordrente som mål for tabet giver dog ikke et helt dækkende estimat for tabet ved udtagning. Dette skyldes to ting. For det første må det forventes, at både afgrødeproduktion og husdyr berøres af tiltaget, men hvor meget husdyrproduktionen vil berøres er dog usikkert. Hansen (2002a) har opgjort, at der ikke er mangel på areal til husdyrgødningsudbringning/harmoniareal nu, men at der tværtimod er plads til en forøgelse i svinebestanden med de nuværende harmonikrav. Han gør op, at der er 1.177.000 ha til ”rådighed” for husdyrproduktion under de nuværende harmonikrav. Tages dette i betragtning er det ikke nødvendigt at reducere husdyrholdet. Men der er lokale variationer, og indenfor de mest husdyrintensive amter er der et langt mindre overskud end i mange af de østlige egne af landet, hvor husdyrtrykket er lavt. Derfor er der i beregningerne tillagt et potentielt tab ved reduktion af husdyrproduktionen, og dette er beregnet ved at indregne en reduktion i svineproduktionen, som er proportional med reduktionen i svinebedriftenes areal.

For det andet vil der være *sunk costs* - omkostninger som følge af investeret kapital, som ikke kan udnyttes fuldt ud efter udtagningen, og som ikke kan bruges i anden produktion. Ved at bruge jordrenten som resultatmål antages det, at kapitalapparatet tilpasses fuldt, og at de frigjorte ressourcer finder anden anvendelse. Dermed er tabsestimatet er minimumsskøn.

3.9. Velfærdsøkonomisk analyse

Hensigten med den velfærdsøkonomiske opgørelse i nærværende analyse er at vurdere, hvorledes samfundets samlede velstand påvirkes af de enkelte virkemidler, der er foreslået til en VMP III. Metoden er tidligere anvendt i analyser af velfærdsøkonomi-

ske konsekvenser af landbrugsforanstaltninger, fx i Møller et al. (2000) og Møller (2001) der også giver en uddybende vejledning i metoden på miljøområdet¹².

Udgangspunktet i metoden er, at velfærden i samfundet afhænger af forbrugsmulighederne, som igen afhænger af, hvorledes samfundets knappe produktionsfaktorer (arbejdskraft, kapital og jord) bliver benyttet. Enhver omallokering gennem fx ændrede anvendelser af arealerne eller ændringer i husdyrproduktionen påvirker forbrugsmulighederne og dermed velstanden. Den relative marginale værdi af de forskellige forbrugsgoder antages at blive udtrykt gennem befolkningens relative betalingsvillighed for goderne, dvs. gennem markedspriserne på goderne. Derfor kan det velfærdsøkonomiske nettoresultat, der altså er udtryk for en velstandsændring, udtrykkes i kroner.

Den velfærdsøkonomiske opgørelse foretages på grundlag af en beskrivelse af ulemper (omkostninger) og fordele ved foranstaltningerne, så vidt muligt i monetære enheder. Fordele og ulemper som ikke kan opgøres i priser beskrives kvalitativt.

Den velfærdsøkonomiske opgørelse består af følgende dele:

- Problembeskrivelse
- Konsekvensbeskrivelse
- Prissætning af det ændrede ressourceforbrug, såvel omkostninger som gevinster, samt diskontering.

3.9.1. Konsekvensbeskrivelse og sammenhæng med de øvrige analyser

I problembeskrivelsen gøres det klart, hvilke implikationer og ændringer der inddrages i den velfærdsøkonomiske analyse (jf. Møller et al., 2000). Principielt kan alle VMP III virkemidler og scenarier gennemregnes med henblik på at opgøre de velfærdsøkonomiske konsekvenser. I analysen af Vandmiljøplan III omfatter de markedsomsatte godetyper mere specifikt:

- Ændringerne i samlet produktion og den tidsmæssige placering heraf,
- Ændringerne i ressourceforbruget (arbejdskraft, kapitalapparat, jord, råvarer og råstoffer) for de enkelte aktiviteter og den tidsmæssige placering heraf

¹² Metoden er endvidere anvendt af bl.a. Paaby et al (1996), Schou & Birr Pedersen (2000), Schou (2003), Hasler & Schou (2003), samt i en række Miljøprojekter fra Miljøstyrelsen. Senest er metoden anvendt til opgørelse af de samfundsøkonomiske konsekvenser af recirkulering af organisk affald (Miljøstyrelsen, 2003).

Ændringer i disse godetyper opgøres i de sektorøkonomiske og oplandsbaserede beregninger, jf. tabel 3.4.

Ved denne kobling er det tilstræbt, at forudsætningerne er konsistente på tværs af modeller og beregningsgrundlag for, at resultaterne skal kunne anvendes til sammenligninger og rangordning af omkostningseffektivitet for forskellige virkemidler.

Tabel 3.4. Oversigt over anvendte modeller og deres resultatmål i den velfærdsøkonomiske analyse			
Model og virkemiddel	Aggregering, niveau	Økonomisk resultatmål	Miljømæssigt resultatmål
a) ESMERALDA: beregninger af balanceafgift, normreduktion og reduceret husdyrproduktion (stramning af harmonikrav)	Nationalt niveau, sektorøkonomisk beregning	Overskuddet til forrentning af jord*. Ændringerne i jordrenten sammenlignet med baseline uden gødningsregulering (dereguleret 2001).	Kvælstofudvaskning og fosforoverskud
b) Budgetøkonomiske kalkuler af generelle administrative virkemidler (efterafgrøder, MVJ og udtagning)	Nationalt niveau, beregning for hvert virkemiddel	Overskuddet til forrentning af jord. Ændringerne i jordrenten sammenlignet med baseline.	Kvælstofudvaskning og fosforoverskud

* Kapitalafskrivninger er medtaget i den velfærdsøkonomiske analyse, men det er i ESMERALDA antaget at kapitalomkostningerne ikke påvirkes af afgifterne, så dette er reelt uden betydning for resultatet.

Kilde: Egen fremstilling.

Beskrivelserne af tiltagets miljøkonsekvenser udgør et væsentligt bidrag til en velfærdsøkonomisk opgørelse. Tiltagens miljøkonsekvenser er opgjort i en række tekniske rapporter (Olesen et al., 2004; Leth-Petersen et al., 2003; Blicher-Mathiesen og Grant (2003), samt Jensen et al. (2003). Miljøeffekterne kan herefter evt. prissættes med beregningspriser således, at de kan sammenfattes i et entydigt udtryk for den opnåede gevinst.

I opgørelsen af ændringer i belastningen af miljø og natur skelnes der mellem direkte effekter på kvælstofudvaskningen og såkaldte "sideeffekter" (indirekte, afledte miljøkonsekvenser). Begrundelsen for sondringen er, at netop kvælstofudvaskningen er reguleringens målvariabel. Et eksempel på en sideeffekt er, at hvis der gennemføres ekstensivering af landbrugsdriften på et areal med det formål at nedsætte kvælstofoverskuddet og kvælstofudvaskningen, vil der samtidigt kunne skabes bedre levesteder for planter og dyr. Dette skal ideelt set medregnes som en afledt gevinst af tilta-

get. Tilsvarende gælder, hvis eksempelvis energiforbruget og de dertil relaterede klimaemissioner reduceres som følge af tiltaget. Negative effekter medtages naturligvis også, fx. i tilfælde hvor pesticidforbruget evt. forøges som følge af kvælstofregulering. I disse tilfælde må der forventes negative natureffekter. Effekterne på fosforoverskuddet er ikke medregnet i denne velfærdsøkonomiske opgørelse.

Hvis konsekvenserne af VMP III foranstaltningerne antager et stort omfang, vil omlægningen i tillæg til de nævnte direkte konsekvenser for miljø og produktion kunne medføre yderligere indirekte konsekvenser, når producenter og forbrugere tilpasser sig, fx ændrede relative ressource- og produktpriser. Sådanne effekter er ikke medtaget i nærværende analyse.

Man kan formode, at evt. beskæftigelseseffekter af VMP III tiltagene kan have forskellig omfang regionalt. I nogle regioner kan man således forvente, at evt. fritstillet arbejdskraft finder anden beskæftigelse, mens dette ikke nødvendigvis vil være tilfælde i andre regioner. I nærværende analyse forudsættes det, at arbejdskraften finder anden beskæftigelse, hvilket må vurderes at være en realistisk forudsætning på langt sigt.

3.9.2. Prisforudsætninger i den velfærdsøkonomiske opgørelse

En velfærdsøkonomisk opgørelse tager som nævnt udgangspunkt i forbrugsmuligheden og de velfærdsøkonomiske konsekvenser opgøres i *beregningspriser*, som afspejler befolkningens marginale betalingsvillighed for de forskellige goder. For markedsomsatte forbrugsgoder er beregningsprisen de gældende markedspriser, inkl. moms, afgifter m.v. Evt. ændret anvendelse af produktionsfaktorer har også betydning for de samlede forbrugsmuligheder - disse faktorer kunne alternativt have givet anledning til et andet forbrug. Beregningspriser for produktionsfaktorer repræsenterer således værdien af det forbrug, som faktoren kunne have givet mulighed for i alternativ anvendelse. Herudover søges også muligheden for forbrug af ikke-markedsomsatte goder (fx miljø, natur) værdisat ved hjælp af forskellige værdisætningsmetoder, jf. nedenfor.

De budgetøkonomiske konsekvenser opgøres generelt i faktorpriser. Omregning fra faktorpriser til velfærdsøkonomiske beregningspriser sker generelt ved at multiplicere faktorpriserne med nettoafgiftsfaktorer (NAF). Nettoafgiftsfaktorerne udtrykker det generelle afgiftsniveau i samfundet (Miljøstyrelsen, 2003:66). For internationalt handlede goder benyttes en nettoafgiftsfaktor på 1,25, mens værdien af varer som kun

handles indenlands multipliceres med en nettoafgiftsfaktor på 1,17, svarende til forholdet mellem bruttonationalproduktet opgjort i markedspriser og værditilvæksten opgjort i faktorpriser (se også Finansministeriet, 1999).

Indenlandsk handlede produktionsfaktorer, dvs. arbejdskraften og kapitalapparatet, har velfærdsøkonomisk værdi, fordi de danner grundlag for produktionen af forbrugsgoder. Beregningspriserne for produktionsfaktorer kan derfor fastsættes svarende til disses marginale ”værdiproduktivitet”. Denne svarer til produktionsfaktorens køberpris (fx. arbejds løn eller aflønning af kapitalapparatet) set fra producentens synspunkt. Omregning heraf til markedspris på færdigvarer kan ske ved at multiplicere med en afgiftsfaktor på 1,17, som anbefalet i Møller et al (2000) og Finansministeriet (1999).

Virksomhedernes *grønne afgifter* (pesticidafgift, CO₂afgift) er indregnet i de priser som multipliceres med nettoafgiftsfaktoren, fordi der skal bruges de priser som aktørerne (landmændene) reagerer på.

Produktionstilskud og hektarstøtte fra EU repræsenterer også *valutaindtægter*, og deres velfærdsøkonomiske værdi kan fastsættes på samme måde som produkternes værdi. Ifølge Finansministeriet (1999) skal projekter, hvor der indgår EU-tilskud, vurderes med hensyn til tilskuddenes karakter: Såfremt tilskuddene ville komme andre projekter til gode, hvis projektet/tiltagene ikke gennemførtes, skal tilskuddet ikke indgå som en velfærdsøkonomisk fordel i konsekvensberegningerne. Hvis tilskuddet omvendt er projektspecifikt og også uafhængig af andre danske EU-tilskud, skal tilskuddet indgå som en velfærdsøkonomisk fordel. De landbrugsrelevante tilskud, der har betydning i nærværende analyse, er at regne for projektspecifikke.

De velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter ud over ændringen i værdien af de forbrugsgoder, som omsættes på et marked, som nævnt også *ikke-markedsomsatte forbrugsgoder*, såsom miljøgoder. Opgørelsen omfatter ideelt både de miljøgoder som virkemidlet søger at forbedre og andre miljøgoder. Påvirker de betragtede tiltag udbudet af andre miljøgoder, end dem tiltagene direkte sigter mod at øge, bør værdien af disse afledte miljøeffekter - såvel positive som negative –indgå i de velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger.

Principielt følger beregningen af gevinsternes monetære værdi metoden skitseret under omkostningsopgørelserne, idet der skelnes mellem de primære effekter (vandmiljøet, som er målvariabel for reguleringen) og sideeffekter. Ved prissætning af de *primære effekter*, dvs. de effekter som er målet med de miljø- og naturpolitiske tiltag, er

det nødvendigt at anvende egentlige benefitpriser udledt på grundlag af værdisætningsstudier. I Danmark er der endnu ikke foretaget værdisætning af de samfundsøkonomiske benefits på vandmiljøområdet (jf. Det Økonomiske Råd, 2002:219, Pedersen, 2003). Foreligger der en tilfredsstillende beskrivelse af natur- og miljøkonsekvenserne, og er der gennemført studier på nært beslægtede områder og værdier, er det muligt at anvende resultaterne herfra ved såkaldt benefit transfer. Teknikken er forholdsvis udbredt i praktisk policy analyse, men er også ganske problematisk – især på områder, hvor det sjældent er muligt at sikre tilstrækkelig konsistens mellem det konkrete caseområde og det studieområde, hvorfra der foreligger benefitpriser, jf. Pedersen (op cit), som konkluderer, at der ikke er grundlag for at anvende de udenlandske resultater i en dansk sammenhæng. I nærværende analyse er projektets ikke-markedsomsatte primære benefits, dvs. virkemidlernes effekter på vandmiljøet, derfor ikke opgjort i monetære enheder.

Tabel 3.5. Beregningsprisforudsætninger for forskellige gode typer

Gode typer	Beregningspriser
Ændringer i samlet udbytte	Beregningsprisen for producerede forbrugsgoder (output) er markedsprisen inkl. skatter og afgifter
Forbrug af kapitalapparat, jord, råvarer	Beregningsprisen på de producerede produktionsgoder fastsættes til deres markedspriser ekskl. skatter og afgifter forhøjet med nettoafgifterne på forbrugsgoderne. Nettoafgifterne på forbrugsgoderne udtrykkes ved nettoafgiftsfaktorer, som afspejler forholdet mellem produktionsgodernes værdi opgjort i henholdsvis markedspriser og markedspriserne ekskl. varetilknyttede indirekte skatter, netto (basispriser). Nettoafgiftsfaktoren er 1,17 for indenlandsk handlede goder, og 1,25 for internationalt handlede goder
Forbrug af arbejdskraft	(Markedsløn inklusiv skatter og arbejdsgiverafgifter) * nettoafgiftsfaktoren
Ændret belastning af miljø, natur m.v.: vandmiljøeffekter og "sideeffekter"	For de konsekvenser, der ikke omsættes på markedet, fx miljøforbedringer, fastsættes beregningsprisen så vidt muligt på baggrund af en afsløret betalingsvillighed eller evt. benefit transfer

Kilde: Egen tilvirkning på baggrund af Møller et al., (2000).

Nettoomkostningen af virkemidlerne opgøres dog inklusive prissatte konsekvenser for nogle af de afledte sideeffekter. For disse sideeffekter kan der i de tilfælde, hvor der er fastsat målsætninger og foranstaltninger (fx drivhusgasemission og ammoniak) og omkostningerne pr. reduceret enhed emission er beregnet, anvendes sådanne som skyggepris (enhedsomkostninger) på ændrede emissioner. Rationalet bag at medregne disse effekter er, at eksempelvis en reduktion i ammoniak-emissionen som følge af ændret landbrugsdrift betyder, at de iværksatte initiativer til at reducere ammoniak-emissionerne kan lempes en smule samtidig med, at den fastsatte målsætning holdes. Derved spares nogle omkostninger til ammoniakreduktion. Denne beregningspris kan

dog kun anvendes, hvor der er tale om marginale ændringer i de afledte effekter. Der er redegjort nærmere for beregningsprincippet i kapitel 10.

Sammenfattende kan de væsentligste forskelle mellem resultaterne i de sektor- og landbrugs-økonomiske beregninger og de velfærdsøkonomiske opgørelser tilskrives, at de velfærdsøkonomiske opgørelser for samfundet er baseret på markedspriser, mens de øvrige er baseret på faktorpriser samt det forhold, at den velfærdsøkonomiske opgørelse så vidt muligt inddrager værdien af ikke-markedsomsatte goder. Det er også væsentligt, at tilskud får forskellig betydning i hhv. beregninger for landbrugssektoren og samfundet. I den velfærdsøkonomiske opgørelse medregnes således alene tilskud fra udlandet (EU-tilskud), mens nationale tilskud blot indebærer en omfordeling og dermed ikke medregnes i det velfærdsøkonomiske resultat.

3.10. Renteforudsætninger

Omkostningen ved et tiltag beregnes i nærværende analyse som tiltagets årlige nettoomkostninger, der fremkommer ved annuisering af nutidsværdien. Som udgangspunkt forudsættes uendelig tidshorisont i nærværende analyser. Både omkostninger og gevinster vil normalt fordele sig uligt over tiltagets tidshorisont. Valget af renteforudsætninger er således væsentligt for beregningernes resultater. I det følgende redegøres der for de anvendte renteforudsætninger.

I de velfærdsøkonomiske analyser skal der vælges en diskonteringsfaktor, der afspejler befolkningens tidspræferencer. En høj faktor afspejler, at fremtiden vægtes meget mindre end, hvis der anvendes en lavere faktor. Hvis diskonteringsfaktoren er fx. 3 pct., antages værdien af forbrug nu at være 3 pct. mere værd end et tilsvarende forbrug om et år. Møller et al. (2000) anbefaler en diskonteringsfaktor på 3 pct. baseret på, at den effektive reale obligationsrente efter skat i perioden 1991-97 lå mellem 1-4 pct., mens bankernes reale udlånsrente har ligget på 3-4 pct. Det er her forbrugeren som låntager, der er udgangspunktet.

For at tage hensyn til de alternative afkastmuligheder for eventuel investeret kapital anbefaler Møller et al. (2000) også at forhøje tiltagets evt. kapitalomkostning med en *forrentningsfaktor på kapital*. Forrentningsfaktoren angiver nutidsværdien af én krone investeret til et afkast på q pr. år (den alternative afkastrate før fradrag af afskrivninger og skat) over en given tidshorisont. Møller (2001) anbefaler en afkastrate på 6 pct. for forrentningsfaktoren for den investerede kapital.

Finansministeriet (1999) argumenterer for at den anvendte kalkulationsrente principielt burde være den samme for forbrugernes tidspræferencerate og for alternativ afkast af kapital, fordi disse renter teoretisk set vil være identiske (perfekt kapitalmarked). Finansministeriet beskriver, hvorledes den samfundsmæssige kalkulationsrente kan fastlægges ud fra kapitalomkostninger på alternative investeringer, målt ved renten før skat, og anfører, at afkastet på aktier efter skat har ligget mellem 6-13 pct. (hvorfor afkastet før skat må have været højere), mens prisen på fremmedkapital (den reale lånerente) vurderes at være 4-6 pct. før skat. Samlet anbefales det derfor at anvende en samfundsmæssig kalkulationsrente på ca. 6 pct., hvorved der er taget højde for den større risiko, der er på aktieinvesteringer og fordelingen mellem egen- og fremmedkapital i virksomhederne.

Fødevarøkonomisk Institut har i instituttets regnskabsdata og følgelig også i sine beregninger af alternativ afkast for landbrugskapital, anvendt en realrente på 4 pct. med udgangspunkt i det alternative realafkast omfattende obligationer og realkreditobligationer¹³. Disse renteforudsætninger er revideret, så de afspejler en realrente på 6 pct. i de velfærdsøkonomiske analyser.

Sammenfattende tages der i nærværende analyse hensyn til både anbefalingerne fra Finansministeriet og Miljøministeriets vejledning i Møller et al. (op cit.), hvorfor der anvendes en alternativ afkastrate på 6 pct.

¹³ Forudsætningen om 4 pct. er bl.a. anvendt i FØIs regnskabsstatistiske data. Ved anvendelse af disse data korrigeres der for forudsætningen om 4 pct., således at kapitalafkastet forrentes med 6 pct. Dette sikrer konsistens i renteforudsætningerne.

4. Udvikling i landbrugsproduktionen frem mod 2010

Den fremtidige udvikling i landbrugsproduktionen og dens sammensætning kan have stor betydning for udviklingen i landbrugets miljøbelastning og dermed det fremtidige behov for regulering i forskellige regioner af landet. For at give et indtryk af størrelsesordenen på dette reguleringsbehov er der derfor gennemført en fremskrivning af landbrugets udvikling frem til 2010 - for landet som helhed og for de enkelte regioner.

Fremskrivningen præsenteres i det følgende, og resultaterne sammenholdes med resultater af nylige sammenlignelige fremskrivninger. Fremskrivningen er gennemført på et tidspunkt, hvor 2003-reformen af EU's landbrugspolitik og implementeringen heraf endnu ikke var fastlagt. Det har således ikke været muligt at indarbejde reformen i fremskrivningen, men der er gennemført vurderinger af, i hvilket omfang reformen påvirker fremskrivningens resultater for så vidt angår kvælstof- og fosforbelastning.

Fremskrivningen bygger dels på FØI's samfundsøkonomiske generelle ligevægtsmodel Dynamic-AAGE, som beskriver udviklingen i produktionen, og dels på FØI's økonometriske landbrugssektormodel ESMERALDA, som beskriver de afledte effekter på landbrugets indtjening og næringsstofbalancer. Indenfor projektets tidsramme har det af modeltekniske årsager været nødvendigt at antage uændret landbrugsareal i fremskrivningen. Udgangsåret for fremskrivningen er 2001¹⁴. Da det samlede landbrugsareal erfaringsmæssigt reduceres med ca. 0,4 pct. om året, indebærer forudsætningen en overvurdering af landbrugsarealet i 2010 i størrelsesordenen 4-5 pct. Hvor det er relevant, er konsekvenser af forudsætningen for miljøbelastning m.v. vurderet i det følgende.

4.1. Bedriftsstruktur

Vedrørende udviklingen i bedriftsstruktur er der taget udgangspunkt i en fremskrivning foretaget i forbindelse med nyligt udvalgsarbejde (Fødevareministeriet, 2003) Forenklinger i jordlovgivningen - betænkning fra Udvalget vedrørende forenklinger i jordlovgivningen, 2003). Udviklingen i antal bedrifter i forskellige størrelsesgrupper er vist i tabel 4.1.

¹⁴ Den fremskrevne landbrugsproduktion i 2010 er beregnet med udgangspunkt i data for 2000 ved hjælp af Dynamic-AAGE, og disse tal er efterfølgende sat i forhold til de observerede produktionsniveauer i 2001 i forbindelse med ESMERALDA-beregningerne.

Mht. udviklingen i regional produktionsstruktur er der taget udgangspunkt i igangværende trends siden begyndelsen af 1990'erne. Det forudsættes således, at de igangværende trends i retning af yderligere regional specialisering fortsætter, i det omfang det ikke kommer i konflikt med bl.a. harmoniregler. Disse trends er analyseret mere indgående i Andersen (2001).

Tabel 4.1. Antal bedrifter opdelt efter størrelsen af arealet, 2001-2010

Dyrket areal, ha	2001	2005	2010
Under 10,0	10421	9189	7576
10,0-19,9	10220	8199	6050
20,0-29,9	6682	5062	3536
30,0-49,9	8503	6486	4607
50,0-99,9	10662	9445	8096
100,0-199,9	5530	6250	6952
200,0 og derover	1472	1714	1925
Antal bedrifter i alt	53490	46345	38742

Kilde: Betænkning nr. 1429 Forenklinger i jordlovgivningen - betænkning fra Udvalget vedrørende forenklinger i jordlovgivningen, 2003.

4.2. Grundfremskrivningens beregningsforudsætninger

I boks 4.1 er vist de konkrete beregningsforudsætninger bag grundfremskrivningen, omfattende forudsætninger vedrørende den samfundsøkonomiske udvikling, centrale udviklingsparametre i landbrugssektoren, samt forudsætninger om den førte landbrugs- og miljøpolitik.

Boks 4.1. Beregningsforudsætninger

Samfundsøkonomisk udvikling

BNP vokser med 1,8 pct. årligt

Realløn stiger med 2,2 pct. årligt

Eksport og import stiger generelt med 3,5 pct. årligt

Landbrugsudvikling

Eksport af svinekød stiger med 1,8 pct. årligt (opgjort i kg)

Årlig produktivitetstigning i landbruget på 1,8 pct.

Prisforhold bestemt af samfundsøkonomisk fremskrivning

Policy-udvikling

Agenda 2000

Harmonikrav

Krav til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning

10 pct. reducerede kvælstofnormer i planteproduktionen

Den samfundsøkonomiske vækst antages at fortsætte på et lidt lavere niveau end i sidste del af 1990'erne, hvilket især kan tilskrives en reduktion i arbejdsudbuddet, som samtidig giver anledning til en pæn stigning i reallønnen. Der forudsættes også at ske en generel vækst i Danmarks samhandel med udlandet, dels som følge af den generelle økonomiske vækst, dels som følge af en øget international arbejdsdeling. Det forventes således, at såvel import som eksport stiger med ca. 3,5 pct. om året i frem-skrivningsperioden.

Eksportvæksten for dansk svinekød forudsættes at være mindre end den generelle eksportvækst, idet det vurderes, at Danmark vil tabe markedsandele på de amerikanske og flere europæiske markeder. Væksten i svineeksporten er således kun 1,8 pct. pr. år. Produktivitetsudviklingen i landbruget (og i de øvrige erhverv) er fastsat i den samfundsøkonomiske fremskrivning, idet der antages en stærkere produktivitetsudvikling i det primære landbrug end i resten af økonomien. Udviklingen i landbrugets totalfaktorproduktivitet er således fastsat til 1,8 pct. pr. år (svarende til en årlig vækst i arbejdsproduktiviteten på 4,5 pct.), mens den ligger lavere for de fleste øvrige erhverv. Udviklingen i priserne på landbrugsprodukter og indsatsfaktorer bestemmes i den samfundsøkonomiske fremskrivning ud fra hensynet til balance mellem udbud og efterspørgsel.

Som anført ovenfor antages det i fremskrivningerne, at den aktuelt førte landbrugs- og miljøpolitik videreføres som hidtil, og kendte vedtagne fremtidige ændringer gennemføres som planlagt. Fremskrivningen er således foretaget under hensyntagen til kvoter på mælke- og sukkerproduktion, braklægningskrav, aktuelle begrænsninger på antallet af hektar- og dyrepræmier, samt niveauet for disse præmier. Dog er 2003 reformen af EU's landbrugspolitik ikke indregnet, da en endelig implementering ikke var fastlagt på analysetidspunktet. Støtteordninger til ekstensiv drift er implicit medtaget i det omfang, de har været repræsenteret i fremskrivningens basisår – 2001, men der er ikke foretaget en eksplicit modellering af disse ordningers virkninger.

De dele af den eksisterende miljøregulering, som har størst betydning for landbrugsproduktionen er inddraget i fremskrivningen. Dette omfatter følgende tre krav som vil blive nærmere uddybet nedenfor:

- kravet til harmoni mellem bedrifternes husdyrhold og areal
- krav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning
- reducerede kvælstofnormer i planteproduktionen

Ifølge Husdyrbekendtgørelsen må husdyrintensiteten ikke overstige 1,4 dyreenhed pr. hektar for svinebrug og 1,7 dyreenheder pr. hektar for kvægbrug. Dog er det på bedrifter, hvor mere end 70 pct. af arealet dyrkes med grovfoder, muligt fortsat at have 2,3 dyreenheder pr. ha. For de andre bedriftskategorier er grænsen 1,4 dyreenheder pr. ha. Disse begrænsninger er som udgangspunkt pålagt alle model-bedrifter, hvorfor de ikke kan øge husdyrintensiteten over disse niveauer. En problemstilling i forhold hertil er, at det relevante areal i praksis omfatter adgang til arealer i henhold til ”gylleaftaler”. Det er med det foreliggende datagrundlag ikke muligt at inddrage effekten af sådanne aftaler direkte i modellen, hvorfor harmonikravet som udgangspunkt implementeres i forhold til bedriftens eget dyrkede areal (incl. forpagtning). I modelleringen er der dog indføjet den ekstra fleksibilitet, at bedrifter som i 2001 udviste ubalance mellem antal dyreenheder og eget dyrket areal, også i fremskrivningsperioden kan opretholde denne ubalance (men ikke forværre den), som udtryk for at omfanget af eksisterende gylleaftaler kan opretholdes frem til 2010. For 2010 er det således muligt at give en vurdering af, hvor stort harmoniarealet er i forhold til det faktiske ejede areal og dermed behovet for gylleaftaler.

4.3. Regional udvikling i landbrugsproduktionen

Konsekvenserne af de samfundsøkonomiske forudsætninger opstillet ovenfor det primære landbrugsproduktion fremgår af tabel 4.2. Produktionen af korn i Danmark beregnes til at stige med gennemsnitligt 3,1 pct. om året i fremskrivningsperioden, mens produktionen af oliefrø er beregnet til at stige med 1,4 pct. pr. år i perioden. En forklaring på den mere beskedne vækst i oliefrøproduktionen er, at hektartilskuddet til oliefrø med Agenda 2000 reformen er bragt ned på niveau med korn-tilskuddet. Arealet med kartofler og sukkerroer forventes stort set uændret, da disse produktioner i stor udstrækning er styret af kvoter, men der forudses en stigning i udbytterne pr. hektar. Det skal anføres, at beregningen hviler på ovennævnte forudsætning om et uændret samlet landbrugsareal. Da landbrugsarealet imidlertid forventes at falde med ca. 0,4 pct. om året¹⁵, må de ovenstående stigningstakter for korn og oliefrøproduktion fortolkes som overkantsskøn.

Som følge af Agenda 2000 er mælkekvoten øget med 1,5 pct. med virkning fra 2006, hvilket giver anledning til en forventning om, at den samlede vækstrate i mælkeproduktionen er gennemsnitligt 0,2 pct. pr. år. Grovfoderproduktionen bestemmes af udviklingen i kvægsektoren (som igen i høj grad er bestemt af mælkekvoten). På grund

¹⁵ Beregnet ud fra Danmarks Statistiks opgørelser over udvikling i landbrugsareal.

af en stigende grovfoderkvalitet forventes den øgede kvægproduktion at kunne finde sted med uændret grovfoderproduktion, men produktivitetsudviklingen bevirker at en uændret grovfoderproduktion kan finde sted på et mindre areal.

Tabel 4.2. Den primære landbrugsproduktion, gns. årlig mængdevækst 2000-2010

	Pct.
Planteproduktion	
Korn	3,1
Oliefrø	1,4
Kartofler	2,2
Sukkerroer	2,2
Grovfoder	0
Animalsk produktion	
Kvæg	0,2
Svin	1,1
Fjerkræ	1,7
Pelsdyr	1,5

Kilde: Andersen (2002).

Udviklingen i den primære svine- og fjerkræsektor forklares hovedsagelig af udviklingen i afsætningen af svine- og fjerkrækød, og da hovedparten af produktionen af disse varer eksporteres, bestemmes udviklingen i svine- og fjerkræproduktionen primært af fremskrivningsforudsætningerne vedrørende eksporten. Væksten i svineeksporten er som nævnt 1,8 pct. pr. år, og da der forventes en begrænset vækst i det hjemlige forbrug, samt en øget import, forventes svineproduktionen kun at øges med 1,1 pct. pr. år.

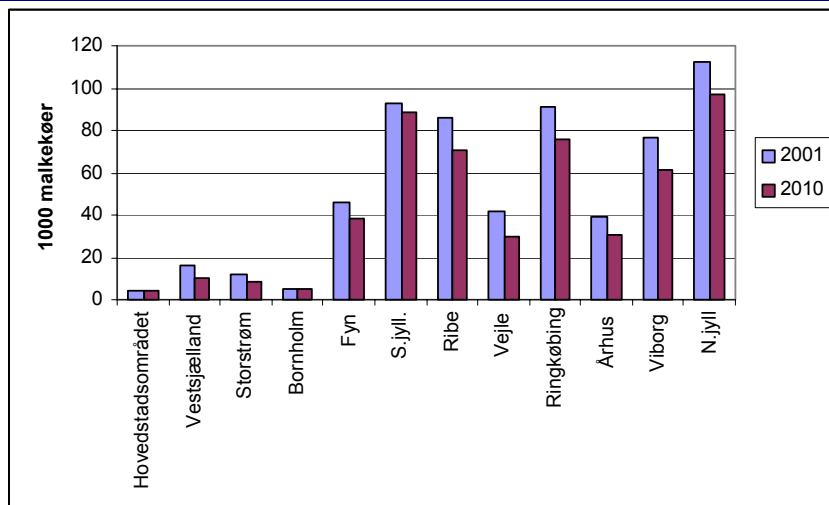
Det følgende belyser konsekvenserne af disse overordnede produktionstrends for arealanvendelse og husdyrtæthed på regionalt niveau. Som nævnt er den regionale udvikling i antal bedrifter, produktionsomfang og fordeling på bedriftstyper baseret på udviklingen i 90'erne.

Animalsk produktion

Bestanden af malkekøer udgjorde i 2001 623.000 køer, og den er gennem de senere år faldet med 2,4 pct. om året på grund af en tilsvarende stigning i mælkeydelsen pr. ko. Det forventes at denne ydelsesfremgang vil fortsætte, som følge af bl.a. bedre foderudnyttelse og stigende koncentration af mælkeproduktionen på de mest effektive bedrifter. Til gengæld er den danske mælkekvote i forbindelse med Agenda 2000 øget med 1,5 pct. Således forventes den samlede bestand af malkekøer i 2010 at udgøre ca.

521.000 køer. Den fremskrevne regionale fordeling er vist i figur 4.1, og den indikerer en stigende koncentration af malkekvægproduktionen i Sønderjylland, mens antallet af malkekøer falder stærkere end gennemsnittet i de østjyske amter.

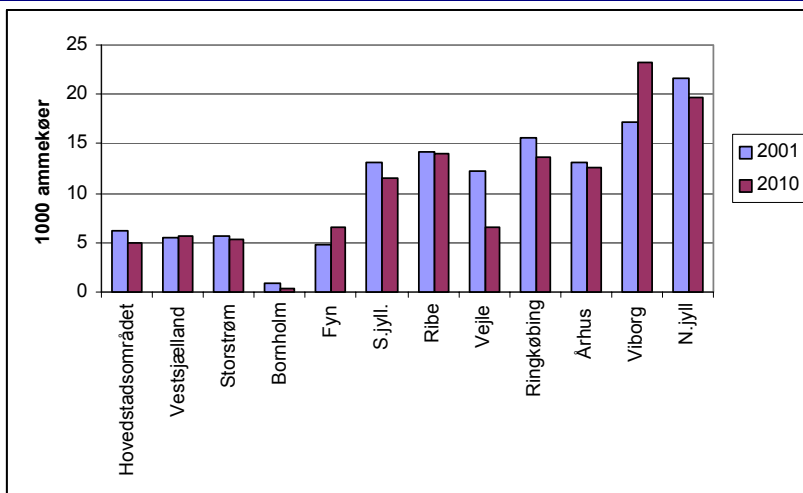
Figur 4.1. Bestand af malkekøer i 2001 og 2010



Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Bestanden af andet kvæg udgjorde i 2001 ca. 1.283.000 dyr, heraf 130.000 ammekøer. Da produktionen af ammekøer og handyr i høj grad er styret af præmieudbetalinger, og der er et loft på det samlede antal præmier, vurderes væksten i kødkvægproduktionen at være begrænset. Specifikt forventes antallet af ammekøer at falde en smule til ca. 124.000, da rettigheder til ammekopræmier ikke kan overdrages. Figur 4.2 viser den regionale fordeling af antal ammekøer i 2001 og 2010. Således udgør den samlede vækst i mælkeproduktionen som nævnt 0,2 pct. om året, hvor væksten kan henføres til den øgede mælkekvote fra 2006.

Figur 4.2. Bestand af ammekøer i 2001 og 2010

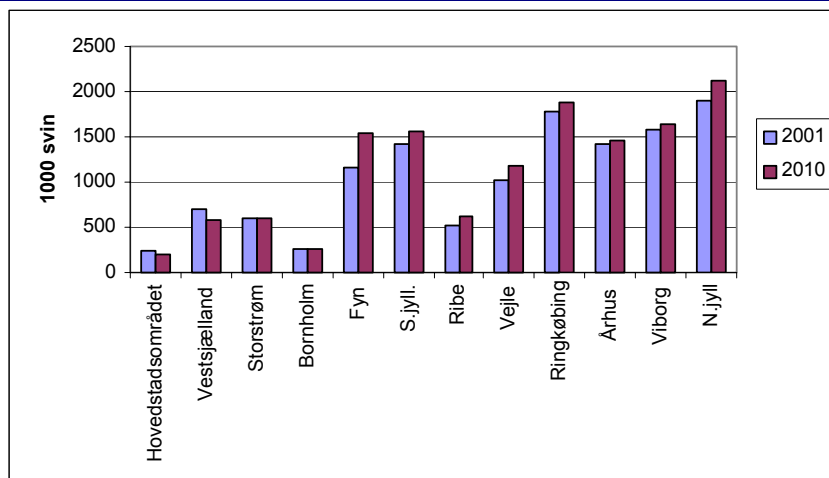


Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Svinebestanden var i 2001 på 12,6 mio. svin, hvoraf 1,12 mio. var søer, og der blev i alt produceret 23,4 mio. svin (heraf 21,2 mio. slagtesvin). I fremskrivningen forventes som nævnt en årlig vækst i svineproduktionen på 1,1 pct. i perioden 2000-2010¹⁶ og en årlig stigning i antal producerede grise pr. årssø på ca. 0,2 gris per år (og dermed en forøgelse på 2 grise per årssø på 10 år). Dette indebærer et samlet antal svin i 2010 på 13,5 mio. svin (heraf 1,13 mio. søer), svarende til en svineproduktion på ca. 25,2 mio. (heraf 23,4 mio. slagtesvin). Fordelingen af producerede svin på hhv. slagtninger og eksport af levende dyr forudsættes uændret i forhold til 2001-niveauet. I figur 4.3 er vist den fremskrevne regionale fordeling af svinebestanden.

¹⁶ svarende til 0,8 pct. pr. år i perioden 2001-2010

Figur 4.3. Regional fordeling af svinebestand, 2001 og 2010



Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Samlet er grundfremskrivningen udtryk for en forventning om en generel stigning i svineproduktionen i alle regioner bortset fra Hovedstadsområdet og Vestsjælland, mens der forventes en reduktion i antallet af såvel malke- som kødkvæg.

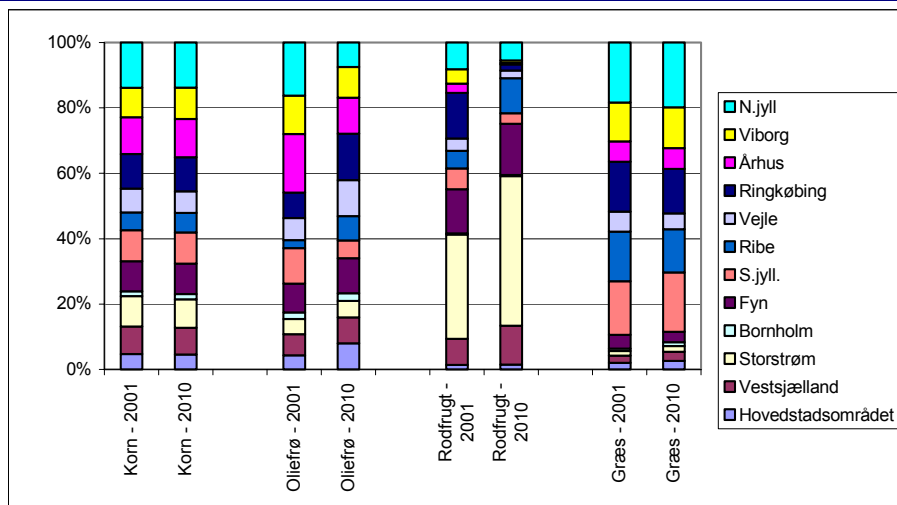
Vegetabilsk produktion

I 2001 udgjorde kornarealet 1,54 mio. ha, og dette areal forventes at stige, med en stort set uændret sammensætning af kornarterne. Det samlede oliefrøareal var i 2001 på ca. 78.000 ha, hvilket var lavere end de omkringliggende år. Frem til 2010 forventes oliefrøarealet at falde til ca. 76.000 ha. Som nævnt er der for disse arealers vedkommende formentlig tale om overkants-skøn (med en samlet overvurdering på ca. 100.000 ha) på grund af beregningsforudsætningen om uændret samlet landbrugsareal. Sukkerroe- og kartoffelarealet forventes stort set uændret, mens arealet med grovfoder forventes at falde en smule som følge af stigende produktivitet i grovfoderproduktionen og en stort set uændret kvægproduktion.

I figur 4.4 er vist den fremskrevne regionale fordeling af arealerne med 4 typer hovedafgrøder: korn, oliefrø, rodfrugter og græs/grønfoder i omdrift. Det fremgår af figuren at den regionale fordeling af kornarealet forventes at være stort set uændret, mens faldet i oliefrøarealet fortrinsvis vil finde sted i Nord- og Sønderjylland samt i

Århus amt. Storstrøms amt vil stå for en stigende andel af rodfrugtarealet, mens den regionale fordeling af græsarealerne i omdrift vil være nogenlunde stabil, idet der dog sker en mindre regional forskydning som følge af forskydninger i kvægproduktionen. På grund af ovennævnte forudsætning om konstant samlet landbrugsareal, er det viste billede for korn og oliefrø en smule skævt. Andelen i de kvægdominerede regioner er således lettere overvurderet, idet disse afgrøder udgør et residual, når arealerne til grovfoder og sukkerroer er disponeret.

Figur 4.4. Regional fordeling af udvalgte afgrødearealer, 2001 og 2010

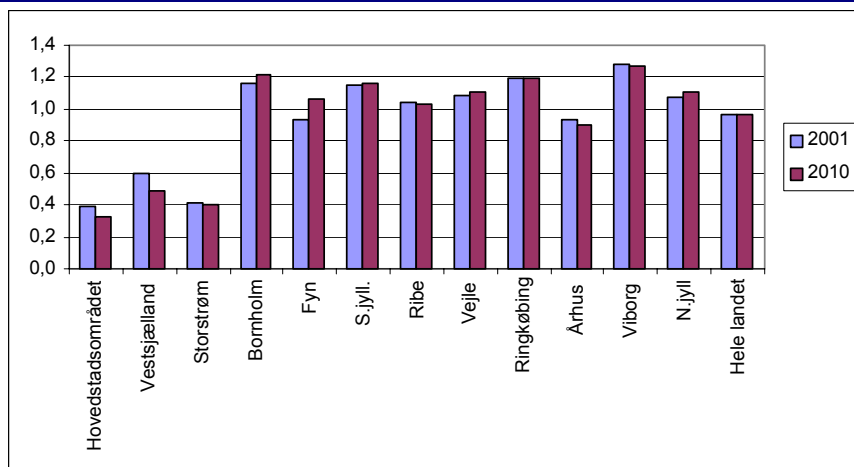


Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

På baggrund af de ovenstående fremskrivninger af husdyrbestandene på regionalt niveau er det muligt at fremskrive udviklingen i husdyrintensitet i de respektive regioner. En sådan fremskrivning er vist i figur 4.5. Af figuren fremgår, at husdyrintensiteten vil stige på Fyn og Bornholm. Overordnet set er ingen af de betragtede regioner i umiddelbar konflikt med harmonireglerne på amtsniveau – der er principielt stadig plads til indgåelse af gylle-aftaler indenfor regionen for de mest husdyr-intensive bedrifter. Det skal imidlertid bemærkes, at der i visse tilfælde kan være tale om forholdsvis store afstande mellem bedrifter med gylle-overskud og bedrifter med ”ledige” arealer, eksempelvis i Viborg eller Ringkøbing amt, hvor den gennemsnitlige husdyrtæthed er relativt høj. Der gøres også opmærksom på den anvendte forudsætning om uændret samlet landbrugsareal. Det til rådighed værende landbrugsareal er

som nævnt overvurderet med 4-5 pct., hvorfor de viste husdyrintensiteter tilsvarende er undervurderet med 4-5 pct. i gennemsnit. Da reduktionen i landbrugsareal dog varierer over regionerne¹⁷, er der naturligvis også regional variation i, hvor undervurderet husdyrtætheden er i figur 4.5.

Figur 4.5. Husdyrtæthed i amterne 2001 og 2010



Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

I tabel 4.3 er vist konsekvenserne af den skitserede produktionsudvikling for landbrugets bruttofaktorindkomst og kvælstofbalance, sammenholdt med niveauet i 2001, samt 2001-niveauet korregeret for effekterne af en fuld implementering af Vandmiljøplan 2 (hvor forskellen udgøres af det skærpede krav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning).

Det fremgår af tabel 4.3, at landbrugets kvælstofoverskud vil være ca. 47 mio. kg mindre i 2010 end i 2001, navnlig på grund af en reduktion i forbruget af kvælstof i handelsgødning. Hovedparten af denne reduktion kan dog henføres til effekterne af det skærpede udnyttelseskrav til husdyrgødningen som følge af den fulde implementering af Vandmiljøplan 2. Som det fremgår, falder N-udvaskningen kun yderligere 2.000 tons N fra fuld VMPII til 2010. Dette fald skyldes ændret fodring, mens udvik-

¹⁷ med fx. relativt lille arealreduktion i Storstrøms og Sønderjyllands amter og relativt stærk arealreduktion i Vejle amt (kilde: www.statistikbanken.dk).

ling i afgrødefordeling og husdyrproduktion ikke samlet giver nogen entydig effekt (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Det har indenfor projektets tidsramme ikke været muligt at gennemføre og verificere konsekvenserne af strukturudviklingen i retning af større og mere effektive bedrifter for kvælstofbalancen. Det er dog vurderingen, at strukturudviklingen vil trække i retning af en yderligere reduktion i kvælstofoverskuddet som følge af, at frafaldet af producenter sker fra den mindst effektive ende. En reduktion af landbrugsarealet med 5 pct. vil indebære yderligere reduktion i gødningstilførslen samt fraførslen af kvælstof via afgrøder. Som følge af forbedret foderudnyttelse med ca. 0,5 pct. per år, og en øget vægt på egenproduktion af foder (og dermed mindre fraførsel af kvælstof i planteprodukter) falder tilførslen af kvælstof i indkøbt foder med ca. 15 mio. kg. Hvis der tages højde for en 5 pct. reduktion i landbrugsarealet, må tilførslen af kvælstof i foder forventes at være højere end angivet i tabel 4.3.

Tabel 4.3. Kvælstofbalance og landbrugets bruttoindtjening, 2001 og 2010

	2001	2001, VMPII fuldt impl.	2010
N-balance, mio. kg			
Kunstgødning	229	189	206
Foder	211	216	195
Fixering i bælgplanter	42	43	30
Atm. deposition m.v.	47	47	47
Tilførsel i alt	529	495	479
Veg. produkter	75	73	71
An. produkter	111	111	111
Fraførsel ialt	186	184	183
N-overskud	343	312	296
N-udvaskning		172	170
Bruttoindtjening, mio. kr.			
Bruttoudb. veg.	19.976	19.903	20.294
Bruttoudb. anim.	39.525	39.525	40.180
Bruttoudb. andet	1.163	1.138	1.163
Bruttoudb. ialt	60.664	60.566	61.637
Kunstgødning	1.560	1.384	1.658
Foderstoffer	16.936	17.214	18.767
Andre inputs	18.979	19.307	15.612
Driftsomk. ialt	37.475	37.904	36.038
Bruttofaktorindkomst	23.189	22.662	25.600

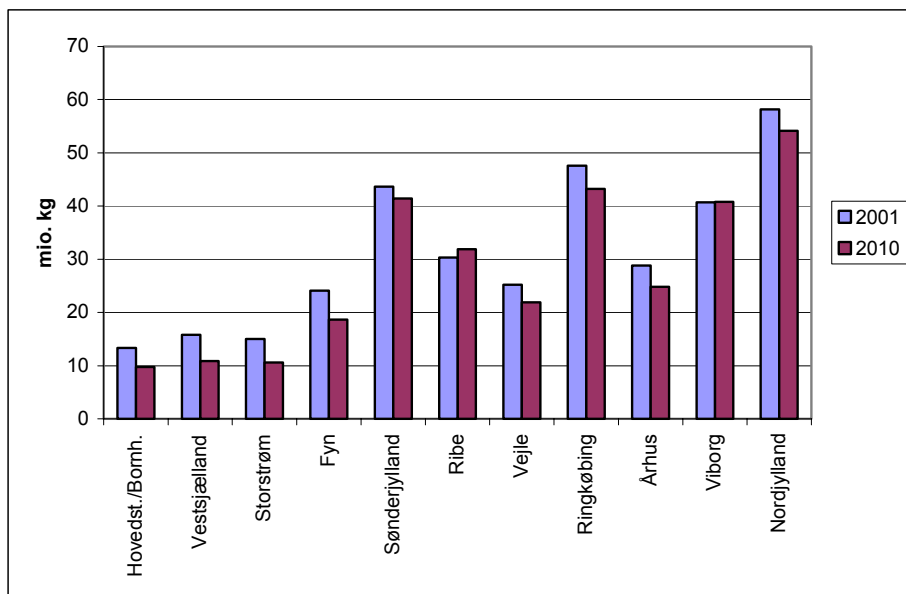
Bem.: Udvasningen ved fuld VMPII var på analysetidspunktet antaget at være ca. 172.000 tons N. Niveauet er ved slutevalueringen af Vandmiljøplan II korigeret til 166.000 tons N. Den angivne effekt skyldes ændret fodring, mens de øvrige forhold ikke samlet vil have en entydig effekt på N-udvasningen.

Kilde: Egne beregninger og Blicher-Mathiesen og Grant (2003).

Landbrugets indtjening målt ved bruttofaktorindkomsten stiger med ca. 1 pct. årligt, hvilket navnlig skyldes reducerede omkostninger som følge af produktivitetstigninger. Forudsætningen om uændret landbrugsareal indebærer dog, at indtjeningen i forbindelse med planteproduktion er overvurderet for 2010, således at den samlede indtjening formentlig er overvurderet med 2-3 pct. i tabellen.

I figur 4.6 er vist den regionale fordeling af landbrugets kvælstofoverskud i hhv. 2001 og 2010. Som det fremgår af figuren, forventes kvælstofoverskuddet at falde i alle regioner, bortset fra Ribe amt, hvor overskuddet synes at stige en anelse, og Viborg amt, hvor overskuddet er nogenlunde konstant. Reduktionen skyldes dels en reduktion i tilførslen af kunstgødning som resultat af de skærpede normer til udnyttelsen af husdyrgødning i forhold til 2001-niveauet, og i de husdyrintensive områder tillige en reduktion i kvælstoftilførslen via foder.

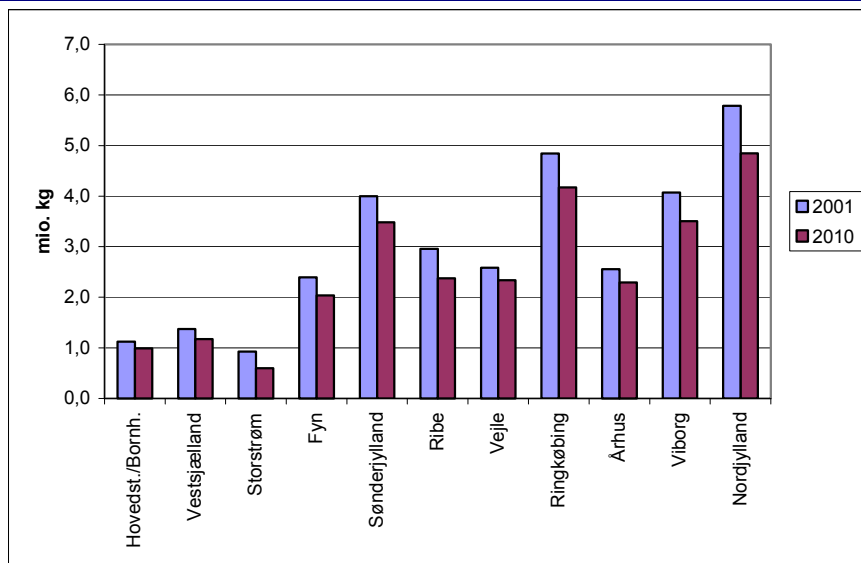
Figur 4.6. Regional udvikling i landbrugets kvælstofoverskud, 2001-2010



Kilde: Egne beregninger.

På tilsvarende vis er i figur 4.7 vist udviklingen i landbrugets fosforoverskud frem mod 2010.

Figur 4.7. Regional udvikling i landbrugets fosforoverskud, 2001-2010



Kilde: Egne beregninger.

Iflg. figur 4.7 falder fosforoverskuddet i samtlige regioner med størrelsesordenen 10-15 pct. i kraft af en lavere tilførsel via handelsgødning, mens der iflg. beregningen sker en beskeden stigning i tilførslen i form af foder og en reduktion i fraførslen i form af især vegetabiliske produkter.

Det skal bemærkes, at der i disse tal ikke er taget højde for ændret fodring, bl.a. med øget vægt på foderblandinger tilsat fytase. Hvis effekten af at tilsætte fytase inddrages må det derfor antages, at den beregnede stigning i fosfortilførsel via foder på 1 pct. erstattes af et fald i denne tilførselskomponent i størrelsesorden 15-25 pct., og at det beregnede fosforoverskud i 2010 derfor er overvurderet.

I beregningen af kvælstof- og fosforoverskud er der som nævnt ikke taget hensyn til nedgangen i det samlede landbrugsareal frem til 2010. Den forventede nedgang indebærer, at de viste overskud sandsynligvis er overvurderede, men samtidig er det areal, hvorpå overskuddet fordeles også overvurderet (og måske i endnu højere grad end næringsstofoverskuddene, som jo både hidrører fra plante- og husdyrproduktion).

Samlet set vurderes figur 4.6 og 4.7 dog at give en rimeligt retvisende indikation af udviklingen i næringsstofbelastningen på regionalt niveau.

Som nævnt ovenfor bygger fremskrivningen på en forudsætning om, at landbrugsarealet er konstant, hvilket samlet vurderes at medføre en overvurdering af korn- og oliefrøproduktionen i 2010 i størrelsesordenen 5 pct. Dette indebærer, at kvælstofoverskuddet i 2010 formentlig er overvurderet med 2-3 pct. og fosforoverskuddet er overvurderet med 1-2 pct.

4.4. Landbrugsproduktionen i 2010 sammenholdt med andre analyser

Inden for de senere år er der foretaget 2 andre fremskrivninger af udviklingen i dansk landbrugsproduktion frem til 2010: En fremskrivning foretaget af Danmarks Miljøundersøgelser (Illerup et al., 2002) og en fremskrivning af Landboforeningerne foretaget i 2002 (Landboforeningerne, 2002a; og Landboforeningerne, 2002b). I det følgende sammenlignes nærværende fremskrivning med disse mht. deres forudsætninger og resultater for 2010, herunder udvikling i antal bedrifter på nationalt plan, udvikling i animalsk produktion på nationalt og regionalt plan, samt udvikling i landbrugsarealet og dets fordeling.

Alle tre fremskrivninger bygger på at Agenda 2000 og VMPII er fuldt implementeret. I DMU's rapport nævnes endvidere eksplicit, at alle tiltag med relation til ammoniakemissionen medtages, herunder ammoniakhandlingsplanen, forudsættes gennemført.

Udvikling i antal bedrifter

Både nærværende og Landboforeningernes fremskrivning forudser et kraftigt fald i antal bedrifter på hhv. 32 og 29 pct., og at der sker en kraftig strukturudvikling i retning af færre små brug og flere store brug, jf. tabel 4.4.

I fremskrivningen til 2010 er der samlet set 38.742 bedrifter i nærværende fremskrivning og 38.500 bedrifter i Landboforeningernes, svarende til en forskel på 250 bedrifter eller ca. 1pct.. Fremskrivningerne ligger således pænt tæt på hinanden. Forskellene i fremskrivningerne i antal bedrifter er fordelt således at der i Landboforeningernes fremskrivning er 576 færre små bedrifter under 10 ha, og godt 777 færre store bedrifter, mens der er ca. 700 flere mellemstore bedrifter mellem 10 og 50 ha end i nærværende fremskrivning.

Tabel 4.4. Sammenligning af antal landbrugsbedrifter, inklusive gartnerier, opdelt efter det dyrkede areals størrelse, 2000 og 2010

Dyrket areal	Nærværende fremskrivning			Landboforeningernes fremskrivning		
	2000	2010	udvikling i procent	2000	2010	udvikling i procent
u. 10 ha	10.203	7.576	-26	10.200	7.000	-31
10-50 ha	26.736	14.193	-47	26.700	14.900	-44
50-100 ha	10.891	8.096	-26	10.900	8.500	-22
o. 100 ha	6.711	8.877	32	6.700	8.100	21
antal bedrifter i alt	54.541	38.742	-28	54.500	38.500	-29

Kilde: Landboforeningerne (2002a) tabel 16.

Udvikling i animalsk produktion på nationalt plan

I tabel 4.5 sammenlignes de tre fremskrivningers beskrivelse af udviklingen i den animalske produktion frem til år 2010. Det bør bemærkes, at basisåret for nærværende analyse er 2001, mens basisåret for de to andre analyser er 2000. Opgørelsen af antal malkekvæg og ammekøer er nogenlunde enslydende i de 3 analyser – derimod er der anvendt forskellige opgørelser af 'andet kvæg' og 'andre svin' i kilderne. I tabellen ses, at malkekvægbestanden i DMU's fremskrivning er noget større end Landboforeningernes og nærværende fremskrivning. Det skyldes at DMU antager en lavere produktivitetsstigning i mælkeydelsen (Illerup et al., 2002, s. 101)¹⁸. Årsagen til forskellen mellem 'andet kvæg' i indeværende analyse og i Landboforeningernes analyse er at førstnævnte opgør bestandsenheder, mens sidstnævnte opgør antal producerede dyr. Det forventes i Landboforeningerne (2002a), at mælkeydelsen stiger med 2 pct. om året (s. 18).

I tabel 4.5 ses videre, at opgørelsen af søer stemmer fint overens for de 3 kilder, ligesom den samlede svineproduktion for nærværende analyse og Landboforeningerne er ens, når der tages højde for forskellen i basisårene. I Landboforeningerne (2002a) s. 19 angives, at bag stigningen i svineproduktion ligger der antagelser om, at sobestanden stiger knap 3 pct. i perioden, og at der er en effektivitetsstigning i antallet af grise per års-so. Effektiviteten stiger fra knap 21 til 23,5 grise per års-so, dvs. en produktivitetsstigning på knap 13 pct. I nærværende fremskrivning forventes en sobestand i år 2010 på 1.12 mio. søer og en svineproduktion på 25,2 mio. styk svin. I Landboforeningerne (2002a) forventes bestand af søer på 1.13 mio. (samme so-

¹⁸ Dog angives på side 99 i DMU's rapport at hvis mælkeydelsen stiger med 150 kg per år i stedet for med 100 kg som antaget så vil bestanden af malkekvæg være 526.000 i år 2010.

bestand forventes af DMU) samt en svineproduktion på godt 26 mio. styk. Der er således fin overensstemmelse mellem fremskrivningerne på disse størrelser.

Tabel 4.5. De 3 kilders vurderinger af den animalske produktion i 2010

Bestand	Nærværende analyse		Landboforeningerne		DMU	
	Antal dyr 1.000 stk.	Ændring i forhold til basisår, pct.	Antal dyr 1.000 stk.	Ændring i forhold til basisår, pct.	Antal dyr 1.000 stk.	Ændring i forhold til basisår, pct.
Malkekøer	521	-16	522	-18	560	-12
Ammekøer	124	-5	115	-5	115	-8
Andet kvæg	1.153	2	621 ¹	-12		
Søer	1.120	0	1.113	3	1.114	3
Producerede svin	25.200		26.200 ²	16		
Svinebestand	13.500	7				

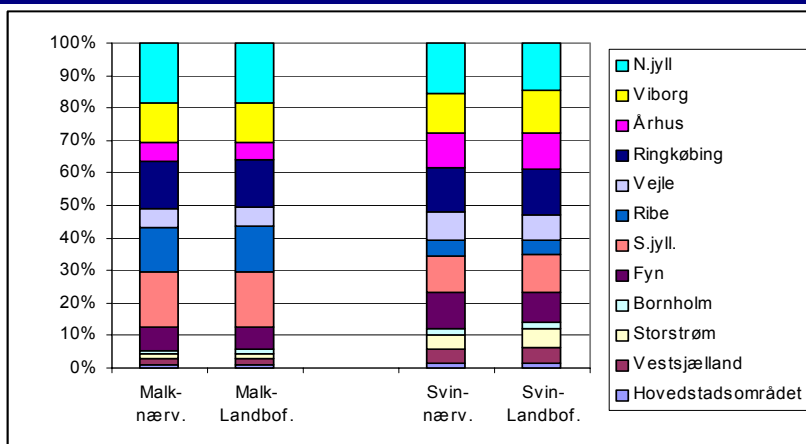
Note: ¹⁾ Fordelt på eksport af 50.000 spædkalve og 571.000 slagtet i DK.

²⁾ Fordelt på 25.1 mio. slagtesvin og eksport af 1.1 mio. smågrise.

Kilde: Landboforeningerne (2002b) , Illerup (2003) samt DMU (2003).

I figur 4.8 er den regionale fordeling af malkekvæg- og svineproduktionen i nærværende 2010-fremskrivning sammenholdt med den tilsvarende fordeling jf. Landboforeningernes fremskrivning. Som det fremgår af figuren er der høj grad af overensstemmelse mellem de fordelingen i de to fremskrivninger.

Figur 4.8. Sammenligning mellem regional fordeling af malkekvæg- og svineproduktion i nærværende fremskrivning og Landboforeningernes fremskrivning



Kilde: Egne beregninger

Udvikling i vegetabilsk produktion (arealfordeling)

I tabel 4.6 sammenlignes de tre fremskrivningernes beskrivelse af udviklingen i arealanvendelsen frem mod 2010.

Tabel 4.6. Sammenligning af de 3 kilders vurdering af arealanvendelsen i 2010

Afgørdeotype	Nærværende analyse		Landboforeningerne		DMU	
	1.000 ha	Pct.	1.000 ha	Pct.	1.000 ha	Pct.
- Vårbyg	654	+11	567	-3		
- Hvede	629	-1	590	-3		
- Andet korn	337	+8	291	-4		
- Ærter	30	-5	35	-3		
- Raps	76	-3	96	-3		
- Frø til udsæd	85	0	76	-3		
- Kartoffler	37	-3	38	-3		
- Fabrikroer	56	0	57	-3		
- Foderroer	10	-23	0	-100		
- Majs ¹			127	108		
- Hølsæd	155	-21	59	-50		
- Ærter til foder						
Salgsafgrøder og grovfoder i alt	2.070	-2	1.936	-4	1.922	-6
Sædskiftegræs	194	-19	177	-28	214	-13
Vedvarende græs	173	0	167	+1	163	-2
Brak	222	0	185	-4	180	-6
Areal i alt	2.660	0	2.491	-6	2.513	-5

Note: ¹⁾ I FØI's fremskrivning er majs, hølsæd og ærter til foder angivet under én kategori.

Kilde: Landboforeningerne (2002a, tabel 10) og Illerup et al. (2002, s. 95).

I Landboforeningernes fremskrivning af landbrugsarealet til 2.491 mio. ha har man taget højde for, at ca. 150.000 ha (svarende til ca. 6 pct.) er taget ud af landbrugsdriften til andre formål i løbet af fremskrivningsperioden. Både arealet med salgsafgrøder og grovfoder forventes reduceret – i salgsafgrøder forventes ikke større forskydninger i afgørdefordelingen. Det forventes, at grovfoder i 2010 hovedsagelig vil bestå af majsensilage og græs (areal med majs forventes fordoblet, mens arealet med hølsæd halveres og foderroeproduktion forventes at ophøre helt). For salgsafgrøder forventes en stigning i udbyttensniveau på 1,5 pct. årligt på trods af skærpede gødningsbestemmelser – en mindre udbyttestigning for grovfoder, ingen stigning for frøgræs og kun en lille stigning for majs (Landboforeningerne, 2002b). Ifølge Illerup (2002) forventes landbrugsarealet at falde med 0,52 pct. om året svarende til 13.400 ha om året eller i alt 134.000 ha.

Afsluttende sammenligning af fremskrivningerne

De 3 fremskrivninger er således nogenlunde enige på de centrale og sammenlignelige punkter, bortset fra nærværende fremskrivnings forudsætning om uændret samlet landbrugsareal. Her kan foreløbig nævnes, at der er pæn overensstemmelse vedrørende udviklingen i bestanden af malkekvæg og søer samt den samlede svineproduktion. Landboforeningernes fremskrivning er den af de to foreliggende fremskrivninger, som er mest sammenlignelig med nærværende fremskrivning mht. de variable, som fremskrives, aggregeringsniveau osv.

4.5. 2003 reformen af EU's landbrugspolitik

EU's landbrugsministre vedtog den 26. juni 2003 en ny reform af EU's landbrugspolitik i forbindelse med en midtvejsevaluering af Agenda 2000¹⁹. Det helt centrale element i reformen af Agenda 2000 er beslutningen om at hovedparten af den direkte støtte til landmændene skal afkobles fra produktionen. Derudover indeholder reformen krav om, at modtagelse af den direkte støtte skal betinges af hensyn til miljø- og dyrevelfærd, ligesom produktion af non-food afgrøder styrkes.

Midtvejsreformen af EU's landbrugspolitik i 2003 forventes at påvirke størrelsen og sammensætningen af landbrugsproduktionen og derigennem har den naturligvis også indflydelse på miljøet. Reformen er dog ikke medtaget i de økonomiske fremskrivninger i nærværende rapport, da det på analysetidspunktet ikke var fastlagt, hvordan de enkelte lande (herunder Danmark) vil administrere de valgfri dele. Dette afsnit indeholder en kort beskrivelse af reformens indhold, og der gives en forsigtig vurdering af de ændringer i landbrugsproduktionen en gennemførelse af reformen kan forventes at medføre.

2003 reformen kan således karakteriseres som en videreførelse af ideerne vedrørende afkobling (og cross compliance) fra Agenda 2000. Nedenfor skitseres nogle af de elementer i reformen, som har størst betydning i nærværende sammenhæng. En oversigt over reformen kan endvidere ses i boks 4.2.

¹⁹ Afsnittet er delvist baseret på Landbrugsrådet (2003), Rådet for den europæiske Union (2003) og Fødevareministeriet (2003a).

Boks 4.2. Oversigt over 2003 reformen af EU's landbrugspolitik

Det helt centrale element i 2003 reformen er beslutningen om at hovedparten af den direkte støtte til landmændene skal afkobles fra produktionen. Den samlede reform har følgende hovedelementer:

- Der skal ske visse tilpasninger af de gældende markedsordninger, herunder reduceres prisen på mælk yderligere.
- Som hovedregel afkobles den direkte støtte til produktion af planter, oksekød og mælk – dog med visse undtagelser.
- Der indføres cross compliance, idet opnåelse af fuld støtte bliver afhængig af overholdelse af en række regler om miljø, fødevarerikkerhed, dyre- og plantesundhed samt dyrevelfærd.
- Der indføres en justering (eng: modulation) af støtten i form af en gradvis reduktion i den direkte støtte. Budgetbesparelsen overføres til finansiering af landdistriktspolitikken.

Afkobling

Der sker en afkobling af støtten fra produktionen, men landmænd får samme støtte som hidtil bortset fra en mindre justering eller modulation²⁰. Afkoblingen af støtten iværksættes fra 2005. I den vegetabiliske sektor, hvor den største del af den direkte støtte i dag ydes i form af hektarstøtte til hovedafgrøderne korn (herunder majs og hvede), oliefrø og proteinafgrøder (ærter, bønner, lupiner m.v.), kan landene opretholde op til 25 pct. koblet til produktion. I den animalske sektor vil der ligeledes være mulighed for at yde en del af den nuværende støtte til oksekød som en produktionsafhængig støtte.

Cross compliance

I reformen øges fokus på cross compliance, idet udbetaling af støtte knyttes til overholdelse af standarder for miljø, fødevarerikkerhed, dyre- og plantesundhed og dyrevelfærd. Uagtsom overtrædelse af de fastsatte regler medfører reduktion i støtten på 10-20 pct. og mindst 30 pct. af støtten fjernes ved overtrædelse med fortsæt.

Udvikling af landdistrikter

Landdistriktspolitikken styrkes gennem overførsel af midler fra markedsordningerne til landdistriktspolitikken. Overførselen sker ved en nedjustering (modulation) af det samlede tilskud der udbetales pr. bedrift. Denne justering iværksættes fra 2005 og be-

²⁰ Det engelske ord "modulation" betyder i denne sammenhæng justering eller tilpasning, men har også andre betydninger. På dansk anvendes ordet modulation i relation til musik og skift radio-bølgefrequens (Nudansk ordbog). Derfor anvendes her også ordet justering.

står i, at den direkte støtte til producenter, der modtager mere end 5.000 Euro pr. år, vil blive reduceret med 3 pct. i 2005, 4 pct. i 2006 og 5 pct. i 2007.

Markedsordninger for korn, mælk, m.m.

Produktion og afsætning reguleres gennem markedsordninger for de enkelte produkter. Instrumenterne består i at garantere mindstepriser (interventionspriser) til landmændene, direkte produktionsstøtte, eksportstøtte, m.m. Reformen indeholder ændringer i markedspolitikken i form af eksempelvis,

- Interventionsprisen for korn bibeholdes, dog reduceres det månedlige tillæg med 50 pct..
- Interventionsprisen for smør nedsættes med 25 pct. over fire år, hvilket udgør en yderligere nedskæring på 10 pct. i forhold til Agenda 2000; reduktionen kompenseres delvist. For skummetmælkepulver bevares en reduktion på 15 pct. over 3 år som vedtaget i Agenda 2000. Forøgelse af mælkekvoterne med 1,5 pct. fra 2006 bibeholdes og selve kvoteordningen forlænges til 2015. Reformen indføres over 4 år fra 2004, og støtten vil være afkoblet, når reformen er fuldt implementeret.
- Der oprettes en ny støtte (CO₂-kredit) til dyrkning af non-food afgrøder.
- Reformen for andre afgrøder

Braklægning

Der er fortsat krav om obligatorisk braklægning på et areal svarende til det krævede brakareal i referenceperioden (hidtil har der været krav om obligatorisk brak på 10 pct. af arealet med korn, oliefrø og proteinafgrøder). Der vil fortsat gælde særlige braklægningsregler for økologer. Det vil som følge af reformen være muligt at placere de braklagte jorde på en mere miljøvenlig måde, idet mindstekravet til arealet fremover kan udgøre 0,1 ha (mod hidtil 0,3 ha) samt at mindstebreden af arealet reduceres til 5 m, således at de braklagte arealer nemmere kan placeres der, hvor de gør mest gavn for miljøet, fx langs vandløb og søer. Det vil fortsat være muligt at dyrke non-food afgrøder på de braklagte arealer, ligesom brakarealer fortsat kan indgå i almindelig rotation.

Miljø

Af særlig interesse for miljøet, kan nævnes at 2003 reformen åbner op for andre mulige undtagelser for afkobling, idet medlemslandene kan foretage supplerende betalinger på nationalt eller regionalt niveau med henblik på at fremme specifikke produktionsformer, som er vigtige for beskyttelse og fremme af miljøet samt for forbedring af

kvalitet og markedsføring af landbrugsprodukter. Endvidere øger reformen EU's medfinansiering ved miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger med 10 pct. til 60 pct.

Forventede effekter af 2003 reformen

Set ud fra et ønske om økonomisk efficiens i landbrugsproduktionen er det absolut et skridt i den rigtige retning, at støtten afkobles fra produktionsbeslutningerne. Der er dog kun tale om en delvis afkobling. En fuldt afkoblet støtte ville indebære, at støtten blev udbetalt uanset om arealet forblev i landbrugsdrift eller blev solgt til andre sektorer, men det er ikke tilfældet med reformen, da støtteudbetaling kræver, at jorden er landbrugsaktiv.

Vurderingerne af reformens effekter i nærværende analyse er baseret på en betænkning vedrørende forenkling af jordlovgivningen, som indeholder en kvalitativ vurdering af effekterne (Fødevareministeriet, 2003). Ligeledes er der skelet til Jensen & Frandsen (2003), som analyserer de økonomiske konsekvenser for bl.a. dansk landbrug frem til 2013 af henholdsvis en udvidelse af EU og af 2003 reformen ved hjælp af en global generel ligevægtsmodel. Her repræsenteres 2003 reformen ved henholdsvis et delvist afkoblet scenario og et helt afkoblet scenario:

- *Delvist afkoblet* scenario hvor 25 pct. af hektarpræmien og 100 pct. af slagtepræmien beholdes koblet, mens direkte tilskud til de andre produktionsgrene er helt afkoblede.
- *Helt afkoblet* scenario hvor alle betalinger er helt afkoblet fra produktionen, men stadig knyttet til landbrugsjord.

Det vurderes, at den samlede indkomst i landbruget ikke påvirkes væsentligt af reformen. Den samlede støtte formindskes ganske vist som følge af ovennævnte justering (modulation), men tabet som følge af forvridninger af produktion og faktorforbrug ved den hidtidige støtte (det såkaldte dødvægtstab) formindskes samtidig.

Landbrugsarealet forventes enten uændret eller faldende som følge af reformen. På den ene side forventes det samlede landbrugsareal at falde som følge af, at støtten afkobles (selv om det kun er delvist). Argumentet er, at reformen vil reducere jordpriserne (da jord og støtterettigheder i højere grad kan sælges hver for sig), og følgelig kan det forventes, at mere landbrugsjord vil overgå til andre sektorer. På den anden side afhænger jordpriserne af, hvordan markedet for støtterettigheder vil udvikle sig både med hensyn til omfang og pris, og det er meget usikkert, hvor stor den reelle ef-

terspørgsel efter støtterettigheder vil være, bl.a. fordi de endelige detaljer omkring støtteudbetalingen endnu ikke er fastlagt.

Den største forandring forventes at ske indenfor mælke- og kvægproduktionen, idet de højeste produktionsrelaterede støtte har ligget her. Fald i mælkepriser, bortfald af hektarstøtte til helsæd og majs samt afkobling af husdyrpræmier forventes generelt at føre til et fald i mælke- og kvægproduktionen. For Danmarks vedkommende forventes at oksekødproduktionen falder i størrelsesorden 15 pct. ved en delvis afkobling og 25 pct. ved en fuld afkobling. Markedsmekanismen, som har været slået ud af kraft af mælkekvoteerne siden deres introduktion i 1984, forventes nu igen at komme i sving. Om den danske mælkekvote forbliver bindende afhænger af mulighederne for øgede afsætningsmuligheder i nogle af de andre lande hvor mælkeproduktionen falder, således at kvoterne ikke længere er bindende. Til gengæld forventes en svag stigning i produktion af svin i størrelsesorden 2-3 pct.

Ifølge FØI (2003a) forventes det, at kornproduktionen falder op mod 10 pct. til fordel for andre afgrøder, herunder bl.a. proteinafgrøder, fodermajs og græs. Konkurrencen mellem forskellige grovfoderarealer ændres, idet støtten til majs og helsæd falder bort. Det forventes således, at der vil blive dyrket mere græs på bekostning af majs og helsæd – med størst fald i helsæd, bl.a. fordi der er kommet nye majssorter, som trives godt i Danmark. Det forventes, at produktion af græs – herunder ekstensivt græs – bliver mere attraktivt i forhold til frivillig brak (dvs. brak udover de obligatoriske 10 pct. af arealet). Forventningen er baseret på, at den afkoblede støtte er uafhængig af om der braklægges eller dyrkes græs til foder, mens der blev givet støtte til brak, men ikke til græs til foder under Agenda 2000 (se også Jensen og Frandsen, 2003).

De modelbaserede resultater er naturligvis behæftet med en vis usikkerhed og den modelmæssige repræsentation af reformen indebærer, at den beregnede reduktion i kornproduktionen udgør et overkantsskøn. Endvidere er de sidste detaljer vedrørende valg af afkoblingsmodeller ikke vedtaget endnu, hvilket ligeledes øger usikkerheden vedrørende effekterne. Udviklingen i den samlede landbrugsproduktion - ikke mindst i mælke- og oksekødproduktionen – bliver således mere afhængig af de enkelte sektors konkurrenceevne end tidligere.

Samlet antages effekten ud fra en afkoblet støtte på 2.400 kr. pr. ha at være følgende (FØI, 2003a):

- Lille reduktion i kornproduktionen (op imod 10 pct.).
- Nedgang i produktionen af oksekød (20 pct.).

- Stigning i produktionen af svinekød (2-3 pct.).
- Uændret eller eventuel fald i mælkeproduktion. Udfaldet afhænger af konkurrenceevnen i den danske mælkeproduktion.
- Uændret brakareal.

Samlet viser analysen en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 400 mio. kr., som følge af reformen, hvoraf størstedelen forklares af afkoblingen og de afledte produktions-tilpasninger. Heri ligger, at landbrugets produktions- og indkomsttab mere end kompenseres af offentlige besparelser. Der er i beregningerne ikke taget højde for de eventuelle miljømæssige gevinster.

I relation til VMPIII er det naturligvis af stor interesse, hvordan disse effekter udmønter sig i ændringer i kvælstofbelastningen. På basis af de ovennævnte overvejelser vil et forsigtigt skøn være, at kvælstofoverskuddet reduceres med op til 5 pct. som følge af reformen, afhængig af graden af afkobling. Denne nettoeffekt består af en reduktion i kvælstofoverskud som følge af en forholdsvis betydelig reduktion i oksekødproduktionen (en reduktion i kvælstofoverskuddet på 0,3-0,5 pct.), en reduktion i kornproduktionen (en reduktion i kvælstofoverskud på 3-6 pct.) og en stigning i kvælstofoverskud på grund af en øget svineproduktion (stigning i kvælstofoverskud på 1-2 pct.).

4.6. Opsamling

Af de sektorøkonomiske fremskrivninger fremgår det, at der forventes en årlig vækst i svineproduktionen på 1,1 pct., mens der forventes et fortsat fald i antallet af malkekøer frem mod 2010. Samlet forventes dette kun at påvirke kvælstofudvaskningen minimalt. Det vurderes dog, at det samlede landbrugsareal i 2010 er overvurderet med ca. 100.000 ha.

Det er antaget, at udviklingen på amtsniveau fortsætter som den har gjort de seneste år. Dette betyder fx, at svineproduktionen i Fyns Amt forventes at stige med 25 pct. fra 2001 til 2010, mens antallet af malkekøer falder med 17 pct.

I forhold til denne fremskrivning forventes EU reformen fra 2003 at give et fald i oksekøds- og kornproduktionen, mens der fortsat vil være en stigning i svineproduktionen. Der forventes et fald i det samlede landbrugsareal og et fald i kvælstofoverskuddet på op til 5 pct.

5. Afgiftsregulering i forhold til landbrugets kvælstofbelastning

5.1. Indledning

Som det er fremgået af kapitel 2 har forskellige afgiftsmodeller for kvælstofregulering været analyseret gennem de senere år. De væsentligste hoved-modeller omfatter:

- afgift på forbrug af kvælstof i handelsgødning
- afgift på forbrug af kvælstof i handelsgødning kombineret med husdyrafgift
- afgift på forbrug af kvælstof i handelsgødning og foder
- afgift på merforbrug af kvælstof i handelsgødning ud over en vis bundgrænse
- afgift på kvælstofoverskuddet (balanceafgift)

Af skattegruppens analyse fremgår, at jo mere direkte afgifterne er rettet mod miljøbelastningen og dermed jo mere komplekse modellerne bliver desto lavere er tilpasningsomkostningerne pr. kg, som miljøbelastningen reduceres med (Larsen et al., 2003). Konklusionen er understøttet af en række modelberegninger, som samtidig viser, at for et bestemt niveau af tilpasningsomkostninger vil reduktionen af miljøbelastningen også øges med modellernes kompleksitet.

Eksempelvis sammenlignes to scenarier hvor der lægges afgifter på henholdsvis kvælstof i handelsgødning og kvælstofoverskud med henblik på at reducere kvælstofoverskuddet. En afgift der lægges direkte på kvælstofoverskuddet på sektorniveau medfører en relativt stor og billig reduktion i kvælstofoverskuddet samtidig med, at afgiftsmodellens økonomiske konsekvenser er nogenlunde balancerede mellem plante- og husdyrbrug. I modsætning hertil er effekten på kvælstofoverskuddet af en ren handelsgødningsafgift mere indirekte og dermed mindre omkostningseffektiv samtidig med, at dens økonomiske konsekvenser er relativt skævt fordelt mellem forskellige brugstyper. I en samfundsøkonomisk analyse af omkostningseffektiviteten ved forskellige virkemidler betyder fordelingen mellem brugstyper ikke noget for valg mellem styringsmidler (idet man efterfølgende kan anvende effektivitetsgevinsten ved den mest omkostningseffektive regulering til at udligne forskelle i de økonomiske konsekvenser på forskellige brugstyper).

I beregningerne af omkostningerne forbundet med afgiften ses der bort fra provenuet, dvs. det antages, at afgiftsprovenuet tilbageføres til landbruget på en ikke-forvridende måde. Tilbageføringen kan fx. indrettes ved, at landmændene får et fast tilskud.

5.2. Beregningsforudsætninger

Balanceafgiften vil belaste det samlede kvælstofoverskud i landbrugssektoren. Ideen bag denne model er, at al kvælstof, der kommer ind i landbrugssektoren i sidste ende også må komme ud, fordelt på forskellige tabsposter. Den del af kvælstoffet, der kommer ud bundet i afgrøder og dyr, udgør ikke direkte en miljøbelastning fra landbrugssektoren, om end den vil kunne udgøre en potentiel miljøbelastning i udlandet eller efter fortæring hos husholdningerne. Det er resten - kvælstofoverskuddet i landbruget - som afgiften rammer.

Afgiftsmodellen består af to elementer:

- afgiftsbelastning af tilførslen af kvælstof til landbruget i form af kvælstof i handelsgødning, fodermidler, udsæd, dyr m.v. samt mængden af kvælstof fikseret i planter (ærter, kløver m.v.).
- refusion af afgift for kvælstof fraført landbruget i form af afgrøder og animalske produkter.

Ved at afgiftsbelaste kvælstoffet i gødning, foderstoffer m.v. og godtgøre kvælstof optaget i planter og dyr fås i princippet en afgiftsbelastning af kvælstofoverskuddet. Afgiftsbelastning/-godskrivningen af gødning og foderstoffer samt vegetabiliske og animalske produkter baseres på målinger af deres kvælstofindhold. Afgiften på kvælstof, der fikseres af bælgeplanter (ærter og kløver), vil formentlig ikke kunne udformes ved en direkte målemetode og er derfor fastsat ud fra en standardsats.

I ESMERALDA-analysen giver balanceafgiften således en forhøjelse af både input- og outputpriser, men da disse priser påvirkes forskelligt (afhængigt af kvælstofindholdet i de respektive inputs og outputs) vil afgiften give anledning til en forskydning af prisrelationerne, dels mellem inputs og outputs, dels mellem de forskellige inputs og dels mellem de forskellige outputs. Forskydningerne i prisrelationerne sammenholdt med forskelle i priselasticiteterne på både ind- og output giver anledning til ændringer i dyrkningsintensitet, input-sammensætning, afgrødesammensætning og husdyrintensitet.

Der anvendes samme afgifts-/subsidiesats per kg. N på al kvælstoftilførsel og – fraførsel. Kvælstofafgiftssatsen omregnes til eksempelvis en foderafgiftssats ved at multiplicere med kvælstofandelen i foderet, jf. tabel 5.1. Hvis der fx. er et kvælstofindhold på 4 pct. i et fodermiddel, vil en kvælstofafgift på 4 kr. forøge prisen på det pågældende fodermiddel med 16 øre pr. kg. Tilsvarende for de øvrige poster i kvæl-

stofbalancen. For afgiftssatser på 4, 8 og 12 kr/kg N er de resulterende procentvise prisændringer på landbrugsprodukter og kraftfoder vist i tabel 5.1. Tabellen indeholder ligeledes standard satser for ærter og kløvergræs. Der vil være en tendens til lavere N-indhold i afgrøder ved stigende afgifter, hvilket ikke er indregnet.

Tabel 5.1. Effekt af N-balanceafgift på indsatsfaktorer og produktpriser, samt arealer med kvælstoffikserende afgrøder

Afgiftssats	4 kr./kg	8 kr./kg	12 kr./kg
	----- pct. stigning -----		
Kvælstofgødning	94,34	188,68	283,02
Kraftfoder	8,44	16,88	25,32
Hvede	6,58	13,15	19,73
Byg	6,58	13,15	19,73
Ærter	8,24	16,48	24,72
Raps	6,07	12,14	18,21
Kartofler	0,42	0,85	1,27
Sukkerroer	0,11	0,23	0,34
Mælk	0,86	1,73	2,59
Oksekød	0,75	1,50	2,24
Svinekød	0,68	1,35	2,03
Fjerkræ	0,90	1,81	2,71
	----- Kr. pr. ha -----		
Ærte-areal	440	880	1320
Kløvergræs-areal	650	1301	1951

Kilde: Egne beregninger.

I analyserne af kvælstofbalanceafgiftens virkninger forudsættes det, at de dele af den eksisterende kvælstofregulering, som kunne interagere med en afgift og som ikke kræves i forhold til overholdelse af EU-direktiver m.v., bortfalder. Specifikt forudsættes det, at de gældende krav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning samt 10 pct. reduktion af gødningsnormer ophæves (dereg. 2001-situationen). De betragtede afgifters effekt på kvælstofoverskud og landbrugets indtjening måles i forhold til denne situation.

I forhold til kravet om udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning antages det principielt, at al eksisterende regulering ophæves. Det forudsættes imidlertid samtidig, at allerede afholdte investeringer til gødningsopbevaring, forbedring af gødningsudnyttelsen m.v. fortsat vil have effekt trods ophævelsen af udnyttelseskravet, således at udnyttelsesgraden generelt forbliver på samme niveau som i 2001. Til gengæld forudsættes de yderligere skærper (10 pct. point) af kravene til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen frem mod 2003 ikke at få effekt.

Samspeilet mellem kravet om udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning og normreduktionen i den eksisterende regulering har medført en bindende begrænsning på tilførslen, som omtalt i kapitel 4. Denne begrænsning kan opfattes som en implicit afgift på gødning, som giver incitamenter til tilpasninger på samme måde som en afgift, der lægges direkte på gødningen. Når norm-reduktionskravet bortfalder, bortfalder også denne implicite afgift, og producenterne får incitament til tilpasninger i retning af højere dyrkningsintensitet og mere vægt på kvælstofgødning i faktor anvendelsen end det observerede niveau i 2001. Der er stor forskel på, i hvor stort omfang disse krav er bindende på de enkelte bedrifter, afhængig af bl.a. afgrødesammensætning og husdyrtæthed. For nogle bedrifter er der således tale om en betragtelig implicit afgift. Dette indebærer en vis usikkerhed i beregningen af de økonomiske konsekvenser ved dereguleringen.

Den eksisterende regulering i forhold til landbrugets kvælstofanvendelse omfatter også en række andre tiltag, herunder tilskud til ekstensiv dyrkning, etablering af vådområder, skovrejsning, krav om efterafgrøder, vintergrønne marker osv. Interaktionen mellem en kvælstofafgift og disse tiltag vurderes dog at være begrænset i forhold til samspeilet med de to ovennævnte krav og er derfor ikke medregnet i analysen af en kvælstofbalanceafgift. Der vil i praksis kunne tænkes en hvis interaktion mellem afgifter og etablering af efterafgrøder og vintergrønne marker. Endvidere omfatter den eksisterende regulering et krav til harmoni mellem husdyrhold og areal, og dette krav forudsættes opretholdt i henhold til Danmarks forpligtelser i forhold til EU's Nitratdirektiv.

De betragtede afgifter måles i forhold til en dereguleret situation og dette indebærer, at en del af afgiftens effekt (effekten af en afgift på godt 3 kr. pr. kg N) fungerer som en erstatning for den eksisterende regulering og ikke som en stramning i forhold til den fuldt implementerede Vandmiljøplan 2. Dette bør holdes in mente ved sammenligning af resultaterne i det følgende med resultater vedrørende andre virkemidler i forhold til den situation, hvor Vandmiljøplan II er fuldt implementeret.

5.3. Resultater

I det følgende præsenteres kvælstofbalanceafgiftens effekter for landbrugets arealanvendelse, indtjening og kvælstofbalance, med henblik på beregning af de sektorøkonomiske omkostninger forbundet med at reducere kvælstofoverskuddet fra landbruget. Det skal bemærkes, at resultaternes sikkerhed afhænger af, hvor store prisændringerne er i forhold til de prisvariationer, som ligger til grund for ESMERALDA's ad-

færdsparametre. Dette indebærer, at især resultaterne vedrørende en 12 kr.'s afgift er behæftet med nogen usikkerhed. Ligeledes er der som nævnt ovenfor også usikkerhed forbundet med fastlæggelsen af de økonomiske konsekvenser ved at afskaffe de nuværende normkrav, men da denne usikkerhed er fælles for såvel det deregulerede scenario som de betragtede afgiftsscenarier, påvirker det ikke forskellene mellem disse scenarier.

Landbrugets arealanvendelse

I tabel 5.2 præsenteres konsekvenserne for landbrugets arealanvendelse af at fjerne gødningsnormer og krav til udnyttelse af husdyrgødning samt af at indføre afgifter på henholdsvis 4, 8, og 12 kr./kg N i denne deregulerede situation. Det fremgår af tabellen, at ophævelsen af de eksisterende reguleringer fører til en stigning i rapsarealet på bekostning af ærter og en stigning i hvedearealet på bekostning af andet korn.

Tabel 5.2. Effekt på arealanvendelse

	2001	Dereg. 2001	4 kr./kg	8 kr./kg	12 kr./kg
Hvede	633	648	673	677	679
Andet korn	737	715	760	773	782
Ærter	32	16	11	9	8
Raps	79	92	46	38	33
Græs og kløverfrø	85	85	85	85	85
Kartofler	38	40	32	28	26
Sukkerroer	56	55	50	48	46
Andre salgsafgrøder	21	21	21	21	21
Foderroer	13	13	13	12	12
Omdr. græs	240	240	241	241	241
Vedv. græs	174	174	174	174	174
Helsæd og majs	197	197	197	197	197
Brak	202	202	202	202	202
I alt	2.507	2.498	2.505	2.504	2.505

Kilde: Egne beregninger.

Indførelse af en afgift på kvælstofoverskuddet på 4 kr. pr. kg kvælstof fører til en større vægt på kornproduktion og en mindre vægt på raps og ærter – sidstnævnte på grund af hektarafgiften på kvælstoffiksering i bælplanter – samt kartofler og til dels også sukkerroer²¹. Disse effekter forstærkes når afgiftssatsen forøges – dog mindre end proportionalt. Effekten af en afgiftssats på 8 kr. pr. kg kvælstof er således mindre

²¹ Det skal bemærkes at effekterne illustrerer nogle af de incitamenter, afgiften giver anledning til. Der er i beregningen ikke taget eksplicit hensyn til de eksisterende kvoter på sukker og kartoffelstivelse. I det omfang, disse kvoter er bindende, må reduktionen i kartoffel- og sukkerroeareal formodes at være overvurderet, og stigningen i kornareal vil ligeledes være overvurderet.

end det dobbelte af effekten af en afgiftssats på 4 kr. pr. kg kvælstof. Afgiften har kun begrænset indflydelse på grovfoderarealerne, men der er en lille effekt i retning af at erstatte foderroer med grønfoder.

Landbrugets kvælstofoverskud og indtjening

I tabel 5.3 vises kvælstofbalanceafgiftens effekter på landbrugets kvælstofoverskud og indtjening. Effekterne måles forhold til dereg. 2001 situationen. Indtjeningen er beregnet som landbrugets bruttofaktorindkomst med fradrag af aflønning af den anvendte arbejdskraft²² i primærlandbruget. Den viste bruttoindtjening angiver således det overskud, som er til rådighed til forrentning af jord og anden landbrugskapital. Begrundelsen for at anvende denne indtjeningsdefinition er de oplagte substitutionsmuligheder mellem maskinstationsydelse, fremmed arbejdskraft og brugerfamiliens arbejdsindsats. På grund af disse substitutionsmuligheder er det naturligt enten at inddrage omkostningen til alle disse faktorer samlet, eller alternativt ikke at inddrage nogen af dem i opgørelsen af omkostningerne som følge af afgiften.

Ved bortfald af de to omtalte eksisterende reguleringer er det beregnet, at kvælstofoverskuddet ville stige med ca. 30 mio. kg, fordelt på en stigning i forbruget af kvælstofgødning på ca. 45 mio. kg og en reduktion i øvrig tilførsel på ca. 15 mio. kg. DMU vurderer, at bortfald af N-normer og bortfald af krav til udnyttelsen af husdyrgødningen vil øge udvaskningen med 11.900 tons N (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Effekten af disse to reguleringer på kvælstofoverskuddet vurderes at svare til effekten af en afgift på kvælstofgødning i størrelsesorden 2 kr. pr. kg kvælstof i 2001, og godt 3 kr. pr. kg kvælstof for at opnå et kvælstofoverskud svarende til fuld implementeret Vandmiljøplan II.

De nuværende krav til gødningsnormer og udnyttelse af husdyrgødning giver incitamenter til at reducere forbrug af kvælstof i gødning (både husdyr og handelsgødning). Der er ingen begrænsninger på N i foder, som derfor bliver relativt billigt i forhold til N i gødning. Balanceafgiften giver derimod incitament til at en større del af reduktionen i kvælstofoverskud sker via indkøbet af foder.

²² Arbejdsomkostningen er i 2001 opgjort på grundlag af oplysninger om det samlede arbejdsforbrug (fremmed arbejdskraft + brugerfamiliens indsats), samt en timesats på 128 kr/time, jf. FØI's regnskabsstatistik.

Tabel 5.3. Effekt på N-balance og driftsoverskud

	2001	Fuld VMPII	Dereg.	4 kr./kg	8 kr./kg	12 kr./kg
N-balance, mio. kg						
Kunstgødning	229	189	275	209	158	140
Foder	211	216	199	190	190	187
Fixering i bælgplanter	42	43	40	40	40	40
Atm. deposition m.v.	47	47	47	47	47	47
Tilførsel i alt	529	495	562	486	435	413
Veg. produkter	75	73	77	76	75	74
An. produkter	111	111	111	111	111	111
Fraførsel i alt	186	184	188	187	187	185
N-overskud	343	312	374	299	248	228
N-udvaskning	174	164	186	164	154	149
Ændring i N-udvask. fra dereg.			0	-22	-32	-37
Ændring i N-udvask. i forhold til fuld VMPII, pct.				-0	-6	-9
Bruttoindtjening, mio. kr.						
Bruttoudb. veg.	19.976	19.903	20.063	20.225	20.534	20.857
Bruttoudb. anim.	39.525	39.525	39.525	39.819	40.171	40.460
Bruttoudb. andet	1.163	1.163	1.133	1.173	1.189	1.203
Bruttoudb. i alt	60.664	60.591	60.721	61.217	61.894	62.520
Kunstgødning	1.560	1.384	1.778	2.527	2.926	3.417
Foderstoffer	16.936	19.925	16.440	17.355	18.670	19.736
Andre inputs	29.569	26.821	29.744	30.056	30.077	30.061
Driftsomk. ialt	48.065	48.130	47.962	49.938	51.674	53.214
Bruttoindtjening	12.599	12.461	12.758	11.279	10.220	9.307
Jordrente	7.912	7.748	8.068	6.592	5.534	4.621
Afgiftsprovenu	0	0	0	1.195	1.987	2.735
Bruttoindtjening incl. provenue	12.599	12.461	12.758	12.474	12.207	12.042
Tilpasningsomkost. (dereg 2001)		297	0	284	551	717
Tilpasningsomkost. (fuld VMPII)				-13	254	419
Tilpasningsomk. kr. pr. kg N red. overskud (dereg. 2001)				3,8	4,4	4,9
Tilpasningsomk. kr. pr. kg N red. N-udvaskning (dereg. 2001)				12,9	17,1	20,0

Note: Både 2001, dereguleret 2001 og fuld VMPII tager udgangspunkt i 2001 produktionen. Jordrenten er beregnet med en forudsætning om 6 pct. rente. Beregningerne af kvælstofoverskuddet omfatter alle kvælstofkilder også den atmosfæriske deposition. Dette bidrag vil dog nok ikke blive afgiftsbelagt i praksis, hvorfor omkostningerne overestimeres.

Kilde: Egne beregninger, samt Blicher-Mathiesen og Grant, 2003.

Ifølge beregningerne bevirker en afgift på 4 kr. på kvælstofoverskuddet et fald i kvælstoftilførslen i størrelsesorden 75 mio. kg, men en stort set uændret fraførsel af kvælstof.

stof, i forhold til en situation, hvor de gældende normer er ophævet (dereg 2001-scenariet). Kvælstofoverskuddet reduceres således med ca. 75 mio. kg., svarende til en 20 pct. reduktion. Ved en 8 kr. afgift falder kvælstofoverskuddet med yderligere 50 mio. kg og ved en afgift på 12 kr. pr kg kvælstofoverskud falder overskuddet i følge beregningerne med yderligere ca. 20 mio. kg – en samlet effekt på knap 40 pct. i forhold til den deregulerede situation. Marginal-effekten af N-balanceafgiften i forhold til kvælstofoverskuddet er således klart aftagende, hvilket også stemmer overens med forventningerne. Det bemærkes, at den procentvise reduktion i kvælstofudvaskningen kun er anslået til det halve (ca. 20 pct.). Dette betyder, at omkostningerne målt i forhold til udvaskningen stiger noget mere, end når de måles i forhold til kvælstofoverskuddet ved de givne afgiftssatser.

Afgiften på 4 kr. pr. kg kvælstof giver anledning til en reduktion i landbrugsmæssig bruttoindtjening i størrelsesorden 1,5 mia. kr., i forhold til dereg2001-scenariet. Heraf udgør provenuet dog 1,2 mia. kr. som forudsættes ført tilbage til landbruget på en neutral måde. Dvs. nettobelastningen af erhvervet bestående af tab af bruttoindtjening minus tilbageført provenu (og kaldet tilpasningsomkostning) udgør 0,3 mia. kr. Tabet af indtjening skyldes især højere gødnings- og foderomkostninger som følge af højere priser på disse faktorer hvilket ikke kan opvejes af de højere outputpriser. Prisændringerne bevirker ligeledes, at der substitueres væk fra kunstgødning i retning af bl.a. højere udnyttelse af kvælstoffet i husdyrgødning og større vægt på andre faktorer end kvælstof i planteproduktionen. Ligeledes substitueres der væk fra indkøbt foder således, at der lægges relativt større vægt på egenproduktion i bedriftenes foderforsyning. I øvrigt foranlediger afgiften en øget indsats af maskinstation på bekostning af direkte arbejdsindsats, formentlig som udtryk for bestræbelser på at nå en højere udnyttelse af husdyrgødning gennem mere avanceret udbringningsteknologi.

Resultaterne ovenfor beror på en sammenligning mellem situationen med 4 kr. afgift og en dereguleret situation, hvor den nuværende norm-regulering er afskaffet. Man kunne i stedet anvende forskellige alternative referencepunkter, fx. et afgiftsscenario som ækvivalerer situationen i 2001 eller 2001-situationen korrigeret for virkningen af en fuldt implementeret Vandmiljøplan II. Herved kan der i nogen grad tages højde for forskelle i omkostningseffektivitet mellem afgiftsinstrumentet og de eksisterende reguleringsinstrumenter ved opgørelsen af de økonomiske konsekvenser af selve den miljøpolitiske stramning, som 4 kr.-afgiften er udtryk for i forhold til det nuværende reguleringsniveau. Som nævnt ovenfor ville kvælstofoverskuddet i sidstnævnte scenario kunne realiseres ved en kvælstofbalanceafgift på ca. 3 kr. pr. kg ifølge beregningerne. En sammenligning med denne situation viser, at en afgiftsforhøjelse fra ca. 3 til

4 kr. pr kg kvælstof giver anledning til en reduktion i kvælstofoverskud på ca. 15 mio. kg. og en ekstra tilpasningsomkostning i størrelsesorden 50-60 mio. kr., svarende til knap 4 kr. pr. kg ekstra reduktion i kvælstofoverskuddet.

Forskellen mellem den nuværende normregulering og en afgift, der medfører en tilsvarende reduktion i N-udvaskningen er skønnet til 60-70 mio. kr. (budgetøkonomisk opgørelse)²³.

Der gøres dog opmærksom på, at den således konstruerede reference kun ækvivalerer 2001-situationen med fuldt implementeret Vandmiljøplan II for så vidt angår kvælstofoverskuddet. Da incitamentsvirkningerne i balanceafgiftsmodellen er fundamentalt anderledes end i den nuværende regulering, er såvel produktionssammensætning som bidragene fra de enkelte komponenter i kvælstofbalancen anderledes end i Vandmiljøplan II-situationen.

En afgift på 8 kr./kg kvælstof giver anledning til et tab af bruttoindtjening på 2,5 mia. kr., hvoraf knap 2 mia. er afgiftsprovenu, mens en afgift på 12 kr./kg foranlediger et tab af bruttoindtjening på 3,5 mia. kr., heraf 2,7 mia. i afgiftsprovenu. Ved en balance-afgiftssats på 4 kr. kan den gennemsnitlige nettoomkostning pr. kg. reduktion i kvælstofoverskud beregnes til knap 4 kr. pr. kg, og denne nettoomkostning stiger (svagt) med afgiftssatsen, fortrinsvis i kraft af den aftagende marginal-effektivitet på kvælstof-overskuddet og udtømming af tilpasningsmuligheder i produktionen. I forhold til en teoretisk forventning vurderes omkostningerne ved en 4 kr.'s afgift at være et overkantsskøn.

Regionale forhold

Som nævnt ovenfor har kvælstofbalance-afgiftsmodellen en svaghed i forbindelse med indregning af bidraget fra arealet med bælgsæd i det afgiftspligtige kvælstofoverskud. Af administrative hensyn har det været nødvendigt at approksimere dette bidrag, eksempelvis ved en afgrødespecifik standardsats for fikseringen af kvælstof pr. hektar. Selv med en sådan implementering er der imidlertid en række administrative problemer knyttet til kvælstof-fikseringen. Derfor er der udarbejdet en følsomhedsanalyse, hvor omkostningerne ved en kvælstofbalanceafgift uden hensyntagen til arealerne med kvælstoffikserende afgrøder er beregnet. Beregningen viser, at tilpas-

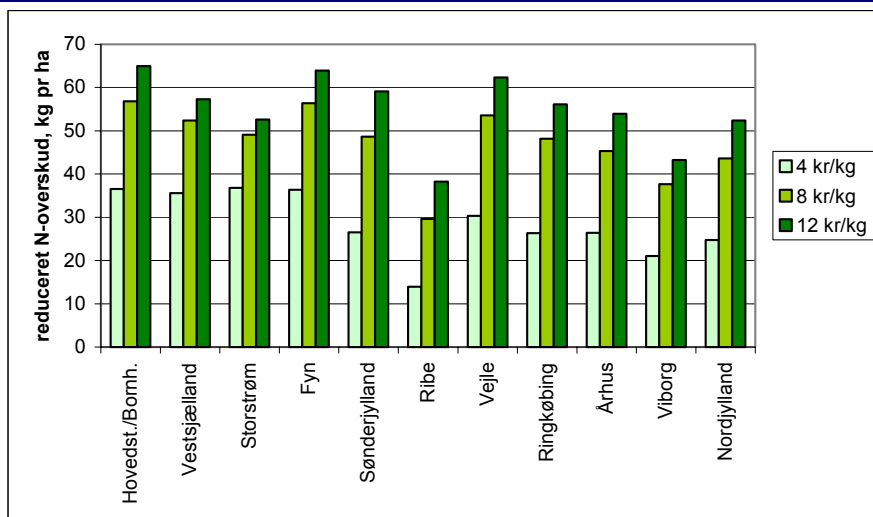
²³ De skønnede omkostninger ved normer og krav til udnyttelse er opgjort til 297 mio. kr. i forhold til dereg. 2001. Til sammenligning kan omkostningerne ved en 3 kr.'s afgift opgøres til 284 mio kr. minus 50-60 mio. kr. svarende til 224-234 mio. kr.

ningsomkostningen i forbindelse med at opnå en reduktion i kvælstofoverskuddet stiger betydeligt, samt at den nødvendige afgift i så fald skal være 4,40 kr. pr kg, imod de 4 kr. pr. kg i tabel 5.3.

I figur 5.1 er vist de regionale forskelle i reduktionen af kvælstofoverskuddet. Det fremgår af figuren, at reduktionen i kvælstofoverskud er størst på øerne ved alle tre afgiftsniveauer, mens reduktionen er mindst i de vestjyske amter. Det er således i områder med stor vægt på planteproduktion, at de største tilpasninger i kvælstofoverskuddet sker. Forklaringen herpå er, at hovedbidraget til kvælstofoverskuddet i disse områder stammer fra kunstgødning, hvor der er visse tilpasningsmuligheder i form af substitution med højere udnyttelse af husdyrgødning, samt justeringer af dyrkningsintensitet og afgrødesammensætning.

Omvendt kommer hovedbidraget til kvælstofoverskuddet fra indkøbt foder i områder med stor vægt på husdyrproduktion. Her er tilpasningsmulighederne iflg. beregningerne mindre end for kunstgødning, selv om der dog er visse muligheder for at substituere indkøbt foder med egenproduktion (ved øget brug af andre indsatsfaktorer end kunstgødning) og evt. tilpasse aktivitetsniveauet i husdyrproduktionen.

Figur 5.1. Reduktion i kvælstofoverskud pr. ha i forhold til dereg.2001 scenariet ved de 3 afgiftssatser

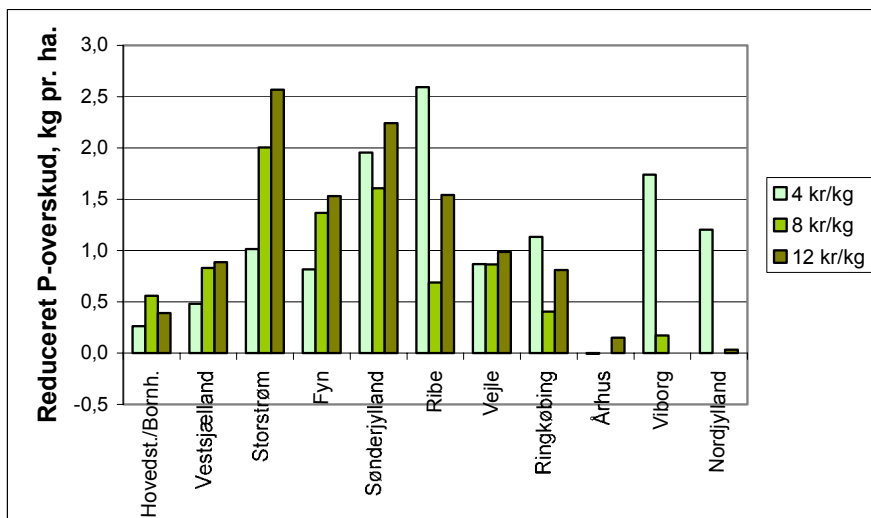


Kilde: Egne beregninger.

Det skal dog bemærkes, at afgiftens effekt på tilførslen via foder formentlig er under- vurderet, da ESMERALDA ikke beskriver foderforbrugets sammensætning særlig de- taljeret. Iflg. beregningerne er tilpasningen i husdyrproduktionen dog ganske lille. Hovedparten af kvægproduktionen er bestemt af mælkekvoter og et begrænset antal ammeko-præmier, og i forhold til svineproduktionen modsvares den negative effekt af øgede foderomkostninger stort set af en stimulerende effekt som følge af lidt højere pris på svinekød, samt en højere værdi af husdyrgødningen.

Via effekterne på faktorsammensætning og aktivitetsniveau i de forskellige driftsgre- ne har en kvælstofbalanceafgift også konsekvenser for en række øvrige miljørelevante faktorer. Således indebærer reduktionen i foderindkøb en reduktion i tilførslen af fos- for i indkøbte fodermidler. Samtidig indebærer en reduceret dyrkningsintensitet og skiftet i afgrødesammensætning et fald i forbruget af fosforgødning, fungicider og stråforkortningsmidler, men øget forbrug af herbicider og insekticider. Effekterne af kvælstofbalanceafgiften på fosforoverskuddet er illustreret i figur 5.2.

Figur 5.2. Reduktion i fosforoverskud pr. ha som følge af kvælstofbalanceafgift, fordelt på regioner



Kilde: Egne beregninger.

I regioner præget af planteavl består den dominerende effekt af en nedgang i tilførslen via handelsgødning, dels på grund af lavere dyrkningsintensitet (som også bevirker et mindre fald i fraførslen af fosfor i vegetabiliske produkter) og dels på grund af omlægning af arealanvendelsen. I regioner præget af husdyrproduktion er effekterne mindre entydige. På den ene side sker der også her en nedgang i tilførslen via handelsgødning. På den anden side giver kvælstofafgiften som nævnt anledning til faktorsubstitution, dels væk fra handelsgødning til fordel for andre indsatsfaktorer (herunder indkøbt foder), dels væk fra indkøbt foder over mod andre inputs. Nettoeffekten på forbruget af indkøbt foder afhænger af styrkeforholdet mellem disse to deleffekter, og substitutionen til fordel for foderindkøb synes nogenlunde at modsvare de øvrige effekter i de nordlige regioner i Jylland ved høje afgiftssatser.

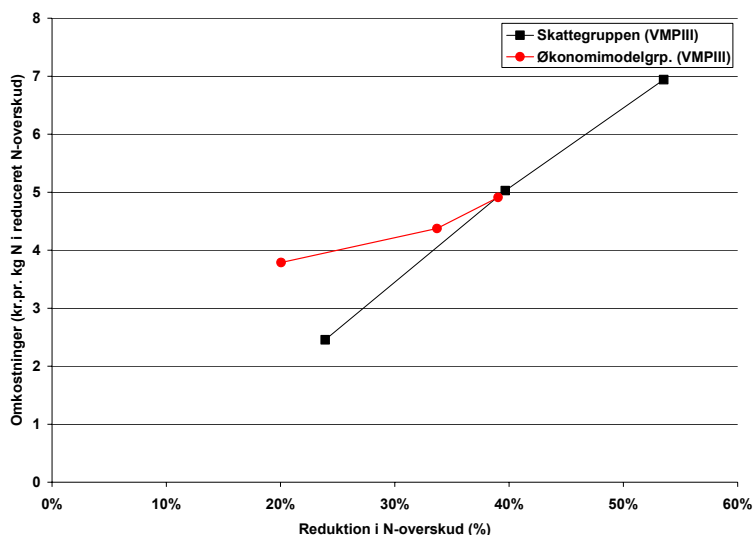
5.4. Afsluttende diskussion om afgifter

Som led i VMPIII-forberedelserne har der som nævnt været foretaget analyser af en tilsvarende afgiftsmodel (Larsen et al., 2003). Her er det fundet, at en 4 kr. afgift vil reducere kvælstofoverskuddet med 88 mio. kg til en samlet omkostning på ca. 175 mio. kr., svarende til en noget lavere omkostning pr. kg reduceret kvælstofoverskud (ca. 2,50 kr. pr. kg) end i nærværende analyse til trods for, at nærværende analyse principielt inddrager flere tilpasningsmuligheder. Som det fremgår af figur 5.3., vil en reduktion i N-overskuddet på 40 pct. i forhold til udgangssituationen i begge analyser koste ca. 5 kr. pr. kg N i reduceret overskud. Hvis det antages, at N-udvaskningen reduceres med ca. 31 pct. af ændringen i N-overskuddet svarer det til ca. 16 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. I skattegruppens analyse kræver en 40 pct. reduktion en afgift på 8 kr. pr. kg N, mens der i nærværende rapport kræves en afgift på 12 kr. pr. kg N. Det skal dog anføres, at der generelt ikke er sammenfald mellem de anvendte adfærdsparametre i de to analyser.

Der er forskellige forklaringer på afvigelser mellem de to modelresultater. For det første bygger Skattegruppens analyser på en antagelse om, at alle producenter optimerer kvælstoftildelingen under hensyntagen til udbyttefunktioner estimeret på grundlag af dyrkningsforsøg, mens ESMERALDA-analyserne bygger på økonometrisk estimerede parametre for bl.a. kvælstoftildelingen i sammenhæng med indsatsen af en række øvrige indsatsfaktorer. Det kan formodes, at graden af optimering i forhold til kvælstoftildelingen varierer blandt landbrugsbedrifterne og at dette kan være afspejlet i ESMERALDA's parametre i form af mere moderate tilpasninger til ændringer i prisforholdene (jf. Das, 2004).

Skattegruppens analyser tager desuden udgangspunkt i udbyttefunktioner baseret på etårige dyrkningsforsøg, hvilket indebærer en risiko for overvurdering af reduktionen i kvælstoftildeling. En reduktion i tildelingen af kvælstof vil medføre, at afgrøderne i højere grad ”trækker” på kvælstofpuljerne i jorden. Dette indebærer, at kvælstoftildelingen på kort sigt kan reduceres betydeligt med et relativt lille udbyttefald til følge, men hvis der er tale om en varig reduktion i kvælstof-tilførslen, vil disse puljer blive reduceret, hvorfor en given reduktion i kvælstoftildelingen vil føre til et større udbyttefald på langt sigt end på kort sigt. I ESMERALDA’s adfærdsparametre tages der som nævnt i princippet højde for langsigtseffekterne, i det omfang producenterne indregner disse effekter i gødningsplanlægningen. Denne principielle forskel trækker endtydigt i retning af, at tilpasningsomkostningerne vil være større, hvis der tages hensyn til langsigtseffekten, end hvis der ikke gør. Dette kan være en forklaring på niveauforskellene i de to sæt resultater.

Figur 5.3. Sammenhæng mellem reduktion i N-overskud og omkostninger pr. kg N i reduceret overskud ved beregninger i skattegruppen og økonomimodelgruppen



Bem.: Det vurderes, at N-udvaskningen ændres med ca. 31 pct. for hver gang N-overskuddet reduceres med 1 kg N, hvorfor 5 kr. pr. kg N i reduceret overskud svarer til ca. 16 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning. I beregningerne er der taget udgangspunkt i et N-overskud på ca. 370.000 tons N.

Kilde: Egne beregninger og Larsen et al. (2003).

I modsætning til nærværende analyse er der i Skattegruppens beregninger ikke taget eksplicit hensyn til muligheden for faktorsubstitution. Dette kan bidrage til at forklare forskellene mellem progressionen i tilpasningsomkostninger pr. kg reduceret kvælstofoverskud ved forskellige afgiftssatser i de to analyser, hvor der i nærværende analyse ses en svagere progression end i Skattegruppens analyse. Omvendt har skattegruppen i højere grad inddraget ændringer i fodringen som følge af afgifter, end der indgår i ESMERALDA (Larsen et al., 2003).

Endelig er de to analysers modellering af udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning forskellig. Begge modelleringer af udnyttelsesgraden er behæftet med nogen usikkerhed, men der er ikke umiddelbart grund til at antage, at den ene modellering skulle give systematisk andre resultater end den anden.

5.5. Afsluttende om afgifter

Nærværende kapitel har belyst konsekvenser af afgiftsregulering på landbrugets kvælstofoverskud. Det er således fundet, at en kvælstofbalanceafgift på 4 kr. pr. kg kvælstofoverskud vil medføre en reduktion i kvælstofoverskuddet på ca. 75 mio. kg (svarende til 20 pct.), og at tilpasningsomkostningerne forbundet hermed vil være i størrelsesordenen 300 mio. kr. i forhold til dereguleret 2001. Omkostningerne kan også opgøres som ca. 3,8 kr. pr. kg reduceret kvælstofoverskud eller 13 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. Kvælstofbalanceafgiften synes at have den største relative effekt i regioner domineret af planteavl. Endvidere vil en afgift på N-overskuddet ramme hårdest på bedriftstyper, der anvender meget dybstrøelse, da disse staldsystemer har et højere N-tab. Der kan således være en konflikt mellem lavere N-tab og øget husdyrvelfærd (Jacobsen et al., 2002).

Det vurderes, at en afgift på godt 3 kr. pr. kg N svarer til niveauet ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Det skønnes, at omkostningerne ved dette niveau udgør ca. 10 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning i forhold til dereguleret 2001 situationen. Der kræves en afgift på ca. 12 kr. pr. kg N for at reducere udvaskningen med 10 pct. i forhold til fuld VMPII. Set i forhold til andre afgiftsanalyser er de beregnede omkostninger høje når de sammenlignes med den forventede reduktion i kvælstofudvaskningen.

I analyserne er kun afgifter på kvælstof behandlet, men som det er fremgået af analyserne er der positive synergieffekter mellem kvælstof- og fosforproblemstillingerne, således at afgiften på kvælstofoverskud også reducerer fosforoverskuddet.

Den analyserede afgiftsmodel er et eksempel på et økonomisk styringsmiddel. Som anført indledningsvis i kapitlet er det en forudsætning for sådanne virkemidlers effektivitet, at deres effekter ikke ”forstyrres” af andre virkemidler, som fx. gødningsnormer, bindende krav til udnyttelsen af næringsstoffer i husdyrgødning og andre instrumenter, som indvirker direkte på det samme reguleringsobjekt som afgiften. Det er således forudsat i beregningerne, at sådanne eksisterende reguleringer vedrørende kvælstofgødning ophæves i scenarierne for kvælstofafgifter. For andre typer administrative virkemidler kan der derimod udmærket være et konstruktivt samspil med en afgiftsregulering. Et eksempel kan være programmer for arealudtagning til fx. drikkevandsbeskyttelse, skovrejsning, vådområder osv. Sådanne programmer vil i mange tilfælde kunne give et udmærket regionalt/lokalt supplement til en mere generel regulering i form af afgifter som de i dette kapitel belyste.

6. Analyse af administrative virkemidler

I den budgetøkonomiske analyse beskrives de direkte omkostninger for erhverv og det offentlige. De administrative virkemidler er udvalgt af scenariegruppen til opfyldelse af målsætningerne om en reduktion af kvælstofudvaskningen på 5, 10, 25 og 50 pct. (Leth-Petersen et al., 2003). Udvælgelsen af virkemidlerne er sket ud fra vurderinger af virkemidlernes omkostningseffektivitet under Vandmiljøplan II og den forventede effekt er beskrevet i tabel 6.1.

Tabel 6.1. Forventet reduktion i N-udvaskning ved udvalgte virkemidler for at opnå de opstillede reduktionsmål for N-udvaskningen

Reduktion i N-udvaskningen	5 pct.	10 pct.	25 pct.	50 pct.
Virkemiddel	---- Reduktion i N-udvaskningen (tons N) ----			
Arealrelaterede virkemidler				
Vådområder (ådale)	1.000	2.500	9.000	20.000
Skovrejsning	250	1.500	2.000	10.000
MVJ-ordninger i SFL	150	900	1.200	3.000
Økologisk jordbrug		840	840	2.800
Gødningsrelaterede virkemidler				
Bedre foderudnyttelse	1.200	1.200	1.200	1.200
Skærpelse af udnyttelseskravet (5 og 10 pct. point)	3.450	6.900	6.900	6.900
Måltrettet anvendelse af efterafgrøder	2.220	2.220	2.220	2.220
Yderligere etablering af efterafgrøder			6.845	6.845
Nedsat N-norm			12.400	23.620
Reduceret husdyrhold				4.200
Forsuring af gylle ¹⁾				
Bioafgasning af gylle	330	1.332	2.000	2.664
Nedfældning af gylle ¹⁾				
Sum	8.630	17.392	44.605	83.480

Bem.: ¹⁾ Disse virkemidler har effekt på ammoniakfordampningen, men der er ikke angivet nogen direkte reduktion i N-udvaskningen, da den tilførte mængde reduceres. Den lavere ammoniakfordampning har dog som afledt effekt en lavere kvælstofudvaskning på ca. 8 pct. af reduktionen i ammoniakfordampningen, men dette er ikke indregnet.

Kilde: Leth-Petersen et al. (2003).

De nye resultater, der præsenteres i dette kapitel, betyder, at rangordningen af virkemidler ikke er den samme som angivet i scenarieraporten. Målet har været at finde de mest omkostningseffektive virkemidler i forhold til Vandmiljøplan III.

Omkostningseffektivitet er følsom overfor hvilken rækkefølge virkemidlerne implementeres i. Her er de dog beregnet som selvstændige uafhængige virkemidler.

Omkostningerne ved de arealrelaterede virkemidler afholdes af EU, staten eller amterne, mens erhvervet typisk bærer omkostningerne ved de gødningsrelaterede virkemidler. For de arealrelaterede virkemidler anvendes således tilskudssatser og ikke jordrentetabet for landmanden ved at deltage i udtagningen. Dette skal ses i lyset af, at der er tale om frivillige ordninger, hvor der også indgår incitament til at deltage i ordningerne.

I dette kapitel beskrives forventede omkostninger og reduktion i N-udvaskningen for hvert virkemiddel. Beregninger af den forventede reduktion i N-udvaskningen stammer primært fra Blicher-Mathiesen og Grant (2003). Som noget nyt inddrages også overvejelser om virkemidlernes arealmæssige omfang. Dette skal ses i lyset af den manglende udbredelse af en række arealrelaterede virkemidler under Vandmiljøplan II (Jacobsen, 2004a). Eksempelvis må det antages, at der er en maksimal grænse for arealet med vådområder, selvom omkostningseffektiviteten er høj.

6.1. Arealrelaterede virkemidler

I det følgende beskrives omkostninger for staten og erhverv omfattende de arealrelaterede virkemidler. For miljøvenlige jordbrugsordninger (MVJ) har det været nødvendigt at opdele gennemgangen på de enkelte ordninger, fordi der mellem ordningerne er store forskelle i omkostninger målt i kr. pr. kg reduceret N-udvaskning.

Den grundlæggende antagelse er, at det udbetalte tilskud modsvarer landmandens indkomsttab, men det er sandsynligt, at tilskuddet i nogle tilfælde overstiger det direkte jordrentetab. Ved fastlæggelse af niveauer for tilskud tages udgangspunkt i det nuværende tilskudsniveau for det pågældende virkemiddel. Der er i analyserne anvendt en realrente på 6 pct. Valg af rente har primært betydning ved engangskompensationer til etablering af vådområder og ved skovrejsning.

6.1.1. Udtagning af omdriftsarealer i ådale til etablering af vådområder

Etablering af vådområder sker ved udtagning af omdriftsarealer i ådale. Det er et frivilligt virkemiddel, der minder om etablering af vådområder under Vandmiljøplan II. Udtagningen antages at være permanent. Det er uklart om alle potentielle ådale i dag indgår i de udpegede områder for potentielle vådområder.

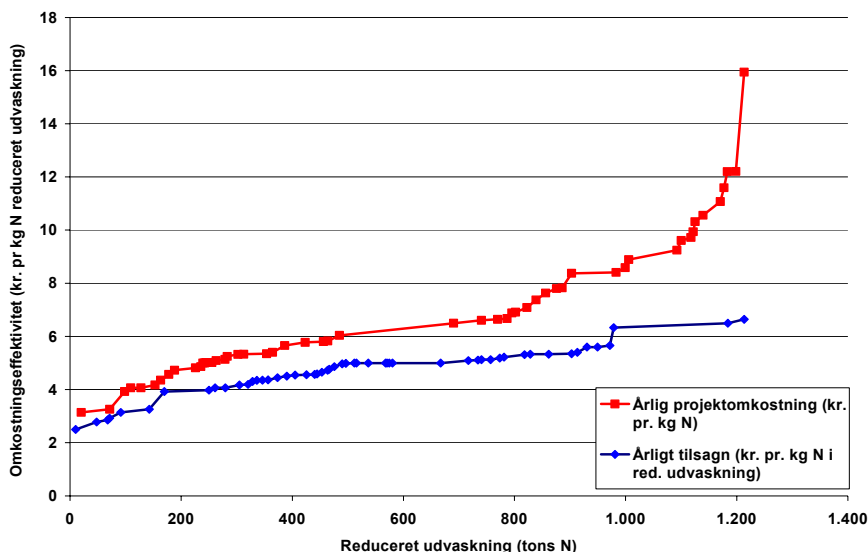
Der etableres under VMPII 2.900 ha vådområder, og det er muligt, at der bliver etableret yderligere 5.-6.000 ha som følge af projekter, der er under udarbejdelse. Den

forventede reduktion i N-udvaskningen på 3.600 tons N opnås dog ikke da det ville kræve ca. 13.000 ha (Jacobsen, 2004b).

For vådområder udgør det gennemsnitlige tilsagn ca. 33.200 kr. pr. ha, hvortil kommer tilskud fra amter til projektf finansiering på ca. 12.450 kr. pr. ha (Jacobsen, 2004b). Amternes projektf finansiering anvendes primært til naturgenopretning. Samlet udgør de offentlige udgifter ca. 45.650 kr. pr. ha, svarende til 2.739 kr. pr. ha årligt ved en rente på 6 pct. Reduktionen i N-udvaskningen er under VMPII anslået til 265 kg N pr. ha., hvorfor omkostningen udgør ca. 10 kr. pr. kg N. Når omkostningerne pr. kg N her er højere end angivet i kapitel 2 skyldes det, at reduktionen i N-udvaskningen er reduceret fra 350 til 265 kg N, samt den højere rente.

Ved brug af en rente på 4 pct. reduceres omkostningen til 7 kr. pr. kg N (se figur 6.1.). Der er, som det fremgår af figur 6.1, en betydelig variation i omkostningseffektiviteten mellem de enkelte projekter, men selv de dyreste vådområdeprojekter er relativt billige i forhold til andre virkemidler under VMPII (Jacobsen, 2004a). I nogle amter er den samlede projektpri s i dag tæt på 60.000 kr. pr. ha.

Figur 6.1. Marginalomkostninger ved etableringer af vådområder indtil 1.1.2003 (rente 4 pct.)



Kilde: Jacobsen, 2004b.

For VMPIII projekter er det antaget, at den gennemsnitlige effekt på N-udvaskningen i fremtidige projekter reduceret fra 265 kg N pr. ha til 100 kg N pr. ha, fordi også mindre effektive arealer inddrages (Leth-Petersen et al., 2003). Der er i forbindelse med udtagningen af arealer ikke antaget noget specifikt omkring omfordeling af husdyrgødningen.

Det antages, at det maksimale areal, der kan etableres under VMPIII, vil være 30.000 ha, svarende til ca. 10 gange arealet under VMPII i de seneste 5 år (benævnt vådområder I). Det vurderes, at det vil tage mere end 10 år at etablere dette areal. Dette skyldes, at de enkelte projekter kan tage 3-4 år at etablere, bl.a. fordi der typisk indgår ca. 20 bedrifter i et projekt (Jacobsen, 2000). Det forventes udfra ovenstående, at udgifterne ved vådområder I vil udgøre 48.-60.000 kr. pr. ha, hvilket svarer til 2.880-3.600 kr. pr. ha eller 29-36 kr. pr. kg N ved en rente på 6 pct. Der er her indregnet 2.-5.000 kr. pr. ha til egentlige anlægsudgifter (stop af dræn, opgravning m.m.).

Det forventes, at såfremt der skal udtages et større areal end 30.000 ha, så må tilskuddet stige til ca. 3.000 kr. pr. ha år (se kapitel 8 for Odense Fjord oplandet). Dette svarer til et engangsbetrag på 75.000 kr. pr. ha (4 pct. rente). Dertil kommer anlægsudgifter på ca. 15.000 kr. pr. ha. Disse er også højere end under VMPII, da det kræver mere at lave disse projekter. Det antages, at de samlede anlægsudgifter ved vådområde II udgør ca. 90.000 kr. pr. ha for de arealer, der ligger mellem 30.000 og 200.000 ha. Disse arealer er benævnt vådområder II i tabel 6.2. For disse arealer kan omkostningen beregnes til ca. 54 kr. pr. kg N ved en realrente på 6 pct.

Tabel 6.2. Omkostninger ved etablering af vådområder I og II

	Vådområder I	Vådområder II
Areal (ha)	0 - 30.000	30.000 – 200.000
Engangsomkostning (kr. pr. ha)	48-60.000	90.000
Årlige omkostninger (kr. pr. ha ved 6 pct.)	2.880-3.600	5.400
Omkostningseffektivitet (kr. pr. kg N)	29-36	54
Omregnet omkostningseff. (kr. pr. kg N)	10-12	18

Bem.: Reduktionen i N-udvaskningen udgør 100 kg N pr. ha.

Ved omregnet omkostningseffektivitet er omkostningerne sammenlignelige med andre virkemidler når der måles på afstrømningen. Der er anvendt en N-retention på 2/3.

Til sammenligning kan det nævnes, at tilskuddene i den nye MiljøVenlige Jordbrugsordninger (MVJ) udgør 3.440-5.850 kr. pr. ha årligt alt efter sædskifte på bedriften (DFFE, 2003). Disse beløb inkludere ikke anlægsomkostninger m.m., og der kan være

en øvre grænse på arealomfanget. De anvendte tilskudssatser svarer godt til de tilskudsniveauer, der anvendes i denne analyse.

Det høje tilskudsniveau angivet for vådområde II skal ses i lyset af, at en del af disse vådområdeprojekter nok skal etableres på bedrifter med intensivt husdyrhold, hvorfor tilskudsbeløbet skal være højt for at sikre, at den frivillige deltagelse når det ønskede niveau (målopfyldelse). Til flere af disse projekter vil det sandsynligvis være svært at finde puljejord, der kan erstatte det tabte harmoniareal. Det kan derfor ikke udelukkes, at etablering af vådområder vil betyde en reduktion i husdyrholdet i nogle egne.

Det må fortsat understreges, at etablering af 200.000 ha vådområder vil kræve en helt ekstraordinær indsats. Specielt hvis det potentielle vådområdeareal er mindre end forventet (Nielsen et al., 2004).

Ved rangordning af virkemidler er det vigtigt, at dette sker på samme grundlag. Som hovedprincip er i rapporten valgt kr. pr. kg i reduceret N-udvaskning. Ideelt set skulle rangordningen ske ud fra kr. pr. kg N i reduceret N-afstrømning til vandløb, men dette har ikke været muligt at beregne for alle virkemidler. Når N-retentionen antages at være den samme for alle virkemidler påvirker dette ikke rangordningen.

For vådområder gælder imidlertid, som det eneste virkemiddel, at reduktionen i udvaskningen er lig med reduktionen i afstrømningen til vandløb. Vådområder er derfor mere konkurrencedygtige, når sammenligningen foretages på N-afstrømningen, end når den foretages på N-udvaskningen.

For at indregne dette er der foretaget en omregning, der sikrer, at rangordningen målt i kr. pr. kg N i reduceret udvaskning er korrekt. Konkret betyder dette, at omkostningerne, der var opgjort til 29-36 kr. pr. kg N reduceret udvaskning, reduceres til 10-12 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning for vådområde 1. Når omkostningerne reduceres med 2/3 skyldes det, at den gennemsnitlige N-retention er på 2/3. Dermed er omkostningerne ved virkemidlerne sammenlignelige, som om de blev opgjort i forhold til afstrømningen.

Omkostningen bliver herefter 10-12 kr. pr. kg N for de første 30.000 ha og 18 kr. pr. kg N for de projekter, der ligger mellem 30.000 og 200.000 ha. Dette omkostningsniveau er anvendt i den efterfølgende rangordning af virkemidlerne.

6.1.2. Udtagning af omdriftsarealer til skovrejsning

For skovrejsning forventes der under VMPII ca. 14.200 ha (Jacobsen, 2003d). Dette er lidt mindre end oprindeligt forventet. Det fremgår, at 69 pct. er privatskovrejsning med tilskud og 10 pct. er statslig skovrejsning. Resten omfatter ordninger uden stats-tilskud, nemlig privat skovrejsning uden tilskud (17 pct.) og anden offentlig skovrejsning (4 pct.).

Private skovrejsning med tilskud har kostet ca. 72.000 kr. pr. ha, mens statslige skovrejsning til sammenligning har kostet ca. 117.000 kr. pr. ha inkl. EU-tilskud (Jacobsen, 2004b). Det samlede beløb dækker indkomsttab og erhvervelses- og etableringsomkostninger.

I fremtidige projekter vil privat skovrejsning gennemføres med en mindre og kortere indkomstkompensation (10 år). Ifølge Skov- og Naturstyrelsens prognose for 2003 falder niveauet til 50.000 kr. pr. ha (Jacobsen, 2004a). Omfang af privat skovrejsning uden tilskud forventes at være begrænset.

For offentlig skovrejsning fastholdes de samlede omkostninger på ca. 120.000 kr. pr. ha dog således, at statens udgifter reduceres med 60.000 kr. pr. ha. Resten finansieres ligeligt mellem kommuner og vandværker. Det offentlige bidrag udgør således 90.000 kr. pr. ha. (staten og kommunen). Det er antaget, at der ikke kan opnås EU-medfinansiering til statslig skovrejsning, men at EU kan medfinansiere anden offentlig skovrejsning (se appendiks 13).

Ved en fordeling som forventet for 2003 er forholdet mellem statslig skov og privat skov 1:3,5. På den baggrund kan den samlede offentlige udgift for skovrejsning beregnes til ca. 60.000 kr. pr. ha. Dette svarer til 2.400 kr. pr. ha pr. år ved 4 pct. og 3.600 kr. pr. ha pr. år ved 6 pct.

DANVA (Dansk Vand- og Spildevandsforening) forventer fremover at indgå i en øget medfinansiering af fremtidig skovrejsning primært for at reducere risikoen for pesticider i grundvandet, men også for at reducere nitrat i grundvandet. Denne øgede medfinansiering kan medføre forbedrede erstatninger ved skovrejsningsprojekter.

Det maksimale skovrejsningsareal under VMPIII antages at være 32.000 ha svarende til ca. 3 gange arealet under VMPII. Såfremt væksten i 2003 på 1.800 ha fastholdes vil det tage 18 år at nå dette mål.

Reduktionen i N-udvaskningen som følge af skovrejsning er skønnet til 50 kg N pr. ha, såfremt der også sker en reduktion i husdyrproduktionen (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

I nærværende analyse sker der en omfordeling af husdyrgødningen, hvorfor udvaskningen på andre arealer stiger med 12 kg N pr. ha, hvorefter nettoeffekten kan beregnes til 38 kg N pr. ha (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Omkostningen udgør herefter 63 og 95 kr. pr. kg N ved et renteniveau på henholdsvis 4 og 6 pct.

6.1.3. MVJ-ordninger i SFL-områder

Ved udgangen af 2003 forventes der ca. 95.000 ha i Miljøvenlige Jordbrugsordninger (MVJ) beliggende på særligt følsomme landbrugsområder (SFL). Dette er ca. 5.000 ha lavere end målet sat for VMPII. Den samlede vækst under VMPII har været 25.000 ha hvoraf der alene i 2003 er etableret ca. 23.000 ha. Baggrunden for væksten i 2003 vurderes primært at være de nye og højere tilskudsbeløb i kombination med den nye EU-reform (DFFE, 2003).

I 2002 har græsordningerne, nedsat N-kvote og 20 års udtagning af agerjord været de mest attraktive med henholdsvis 84 pct., 10 pct. og 5 pct. (se tabel 6.3). Fordelingen i 2003 ville være det bedste udgangspunkt, men denne fordeling var ikke foretaget på analysetidspunktet og har derfor ikke kunnet anvendes i analysearbejdet.

Tabel 6.3. Omkostninger og reduktion i N-udvaskningen ved forskellige MVJ-virkemidler

	Andel i 2002 (pct.)	Maksimalt areal i VMPIII (ha)	Red. i N- udvaskning (kg N pr. ha)	Omk. (kr. pr. ha pr. år)	Gns. omk. kr. pr. kg N ¹⁾
40 pct. N-normsænkning	10	20.000	17	1.100-1.800	85
Græsordninger	84	30.000	7	900-1.200	150
20 års udtagning	6	20.000	30 ³⁾	3.000-4.000	117
Miljøbetinget drift		20.000	17 ²⁾	870	51
Gennemsnit			9	1.240	140
Sum	100	90.000			

Bem.: ¹⁾ Der er her anvendt gennemsnit for omkostningen kr. pr. ha.

²⁾ Eget skøn ud fra 40 pct. norm sænkning (indgår ikke i gennemsnit).

³⁾ Under forudsætning af omfordeling af husdyrgødning.

Kilde: Jacobsen, 2000 og (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Omkostningerne er baseret på de tidligere udbetalte tilskudsbeløb sammenholdt med de nye grænser for MVJ-tilskud angivet i bekendtgørelsen fra 2003. (DFFE, 2003). De gennemsnitlige årlige tilskud er beregnet til ca. 1.240 kr. pr. ha ved fordelingen i 2002 (se tabel 6.3). Der er i tabel 6.3 angivet det interval, som tilskuddet for de enkelte ordninger forventes at ligge indenfor.

Som ved skovrejsning afhænger effekten på N-udvaskningen af om husdyrproduktionen reduceres eller om husdyrgødningen omfordeles. Såfremt husdyrproduktionen reduceres udgør reduktionen ved udtagning af agerjord 42 kg N pr. ha. (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Såfremt husdyrgødningen omfordeles bliver nettoeffekten 30 kg N pr. ha. Dette øger omkostningen fra 83 til 117 kr. pr. kg N ved et tilskud på 3.500 kr. pr. ha.

Miljøbetinget drift er en af de nye MVJ-ordninger. Kravet er dyrkning uden brug af pesticider og maksimal 140 kg N pr. ha (handelsgødning og husdyrgødning). Alle nye økologer vil kunne opnå tilskud efter denne ordning, ligesom det vurderes, at en del etablerede økologer vil skifte over til denne ordning, men omfanget er meget usikkert. Det er skønnet, at reduktionen i N-udvaskningen ved denne ordning bliver lidt mindre end ved økologi, idet der må gødes op til 140 kg N pr. ha. Der er her valgt samme reduktion i N-udvaskningen som 40 pct. reduktion i kvælstoftildelingen, nemlig 17 kg N pr. ha. Omkostningen udgør herefter 51 kr. pr. kg N.

Den gennemsnitlige reduktion i N-udvaskningen er i tabel 6.3 opgjort til 9 kg N pr. ha. Den forventede reduktion i N-udvaskningen er således noget mindre end de 30 kg N pr. ha, der var forventet i scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003).

Der er antaget, at MVJ-ordningerne under et vil kunne opnå et yderligere omfang på ca. 90.000 ha svarende til summen af de arealer, der i dag er etableret over en næsten 10 årig periode. Det skal her nævnes, at der i seneste år er sket en stor stigning i de samlede SFL-områder, hvorfor det er lettere at opnå en vækst i de miljøvenlige jordbrugsordninger. Såfremt væksten i 2003 fastholdes, er det muligt at etablere de 90.000 ha i løbet af 4-5 år. Det kan altså blive nødvendigt at prioritere mellem ordninger og regioner, såfremt de afsatte midler ikke slår til. Det vurderes, at de nye tilskudssatser fra 2003 vil øge interessen for MVJ-ordningerne, men omfanget skal også ses i lyset af den nye EU-reform og mulighederne for at opnå både afkoblet støtte og MVJ-tilskud. I øvrigt finansierer EU fremover 60 pct. og ikke som nu 50 pct. af tilskuddet, hvorfor den andel som den danske stat skal finansiere reduceres.

6.1.4. Tvungen udtagning af omdriftsarealer (højbund)

Tvungen udtagning af omdriftsarealer er inddraget under administrativ regulering for at kunne opnå en reduktion i N-udvaskningen på 25 og 50 pct. i forhold til VMPII. Det er således reelt ikke et frivilligt virkemiddel som de andre i denne gruppe.

Den anvendte tilskudssats vil derfor reelt kunne svare til ekspropriation, hvor der typisk udbetales mellem 80-120.000 kr. pr. ha. Udtagning behandles dog her som 20 årig udtagning af agerjord under MVJ-ordningen. Omkostningerne svarer derfor til 117 kr. pr. kg N ved tilskud på 3.500 kr. pr. ha og en reduktion i udvaskningen på 30 kg N pr. ha. Det maksimale udtagne areal af omdrift er i scenarierapporten sat til 200.000 ha, og denne grænse er også anvendt her.

6.1.5. Økologisk jordbrug

Det økologiske areal med autorisationer forventes at falde med 2.500 ha i 2003 til trods for initiativer for at fastholde omfanget (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002). Af de bedrifter, der stopper med økologisk produktion, er langt de fleste større kvæg-bedrifter, der er placeret i Sønderjyllands og Ringkøbing Amt. Et yderligere fald i de kommende år er sandsynligt som følge af den store overskudsproduktion af økologisk mælk og de langsomme fremskridt på eksportmarkederne. Der forventes således et fald i år 2004 på 7.000 ha (Landscenteret, 2003). Hovedparten af de bedrifter der omlagde til økologisk produktion i 2002 var mindre planteavlsbedrifter.

Omkostninger ved reduktion af N-udvaskningen er 57 kr. pr. kg N for mælkebedrifter, mens det for økologiske planteavlere ikke er relevant at give tilskud ud fra et ønske om at reducere N-udvaskningen. I de videre analyser indgår derfor kun økologiske mælkebedrifter. Hovedparten af de bedrifter der i 2002 omlagde til økologisk produktion var dog plantebedrifter.

Det har siden efteråret 2002 været antaget, at omlægning til økologisk produktion medfører en reduktion af N-udvaskningen på 28 kg N pr. ha. Imidlertid har en mere detaljeret analyse foretaget af Danmarks JordbrugsForskning vist, at reduktionen på økologiske mælkebedrifter er højere svarende til ca. 69 kg N pr. ha, mens der for økologiske plantebedrifter er tale om en stigning i N-udvaskningen på 4 kg N pr. ha i forhold til konventionelle bedrifter (Blicher-Mathiesen et al., 2003). Samlet er der derfor i slutevalueringen af Vandmiljøplan II anvendt et niveau på 33 kg N pr. ha, idet der antages en ligelig fordeling af arealet mellem kvæg- og plantebedrifter.

I relation til den fremtidige indsats skal det erindres, at når N-udvaskningen fra konventionelle bedrifter reduceres, så vil forskellen over til økologisk produktion også blive mindre. Det er således af miljøgruppen (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003) vurderet, at omlægning til økologiske jordbrug vil have en effekt på 20 kg N pr. ha i gennemsnit (Jørgensen et al, 2003). Det er vurderet, at omlægning til økologisk mælkeproduktion vil have en effekt på ca. 50 kg N pr. ha. (Jørgensen et al., 2003).

For mælkeproducenter antages, at tilskuddet udgør 870 kr. pr. ha. Herudover forventes det at være nødvendigt at yde et nyt tilskud på 2.000 kr. pr. ha for at fastholde økologiske mælkeproducenter, der ikke længere kan opnå en økologisk merpris fra mejeriet. Niveauet er fundet ud fra en antagelse om en ko pr. ha, en merpris på 30-35 øre pr. kg mælk og en produktion på 6.800-7.000 kg mælk pr. ko. Samlet udgør økologitilskuddet herefter 2.870 kr. pr. ha.

For planteproducenter udgør tilskuddet ca. 2.110 kr. pr. ha. Beløbet omfatter grundtilskud på 870 kr. pr. ha og omlægningstilskud på 1.240 kr. pr. ha (gennemsnit over 5 år). Dertil kommer et eventuelt merpris, der ikke er indregnet.

Omkostningerne ved reduktion af N-udvaskningen er 57 kr. pr. kg N for malkekvægsbedrifter, mens det for økologiske planteavlere ikke er relevant at give tilskud udfra et ønske om at reducere N-udvaskningen. I de videre analyser indgår derfor kun økologiske malkekvægsbedrifter.

Der forventes i disse beregninger en maksimal stigning i det økologiske areal på 20.000 ha, men et fald er som nævnte langt mere sandsynligt med de nuværende afsætningsvilkår for økologiske produkter. Et fald i det økologiske areal på fx 40.000 ha over en årrække vil således øge N-udvaskningen med ca. 2.000 tons N, hvis der udelukkende er tale om kvægbedrifter.

6.2. Gødningsrelaterede virkemidler

De gødningsrelaterede virkemidler består af bedre foderudnyttelse, skærpelse af kravet til udnyttelse af husdyrgødning, efterafgrøder, lavere kvælstofnormer, reduceret husdyrhold og en række teknologiske muligheder (se tabel 6.1.).

6.2.1. Bedre foderudnyttelse

Det forventes, at bedre foderudnyttelse frem mod 2010 vil give en reduktion i N-udskillelsen på 23.000 tons ved uændret husdyrproduktion (Poulsen et al., 2003). Heraf opnås de 50 pct. uden egentlige tiltag som følge af den teknologiske udvikling, mens de sidste 50 pct. kræver en yderligere forskningsindsats. Det er ikke nærmere defineret, hvad dette indebærer, men omkostningen for den enkelte landmand vurderes til at være relativ beskeden, da der fx ikke vil være tale om fodring under det økonomiske optimale niveau.

Ressourcebehovet vedr. forskningsindsatsen er ikke nærmere opgjort i undergruppens rapport, men bør opgøres i sammenhæng med omkostningerne ved virkemidlet. Det vurderes, at tiltaget koster ca. 10 mio. kr. årligt, men beløbet er meget usikkert bestemt og bør analyseres nærmere, idet også en fortsættelse af den nuværende udvikling kræver en forskningsmæssig indsats.

Det vurderes, at reduktionen i N-udskillelsen på 11.500 tons N (50 pct. af 23.000 tons N), vil betyde en reduktion i udvaskningen på ca. 2.000 tons N (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Det vurderes endvidere, at der skal tilføres yderligere 5.100 tons N pr. år i handelsgødning for at opretholde produktionen (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Det øgede forbrug af handelsgødning og den afledte effekt af lavere ammoniakfordampning på N-udvaskningen er indeholdt i reduktionen på 2.000 tons N.

På den baggrund skønnes omkostningerne ved forbedret fodring at udgøre ca. 5 kr. pr. kg N.

6.2.2. Skærpelse af udnyttelseskravet til husdyrgødning

En skærpelse af udnyttelsen af N i husdyrgødning med 10 procent point vil betyde en stigning i krav til udnyttelse af N i husdyrgødningen til 85 pct. for svinegylle, 80 pct. for kvæggylle og 55 pct. for dybstrøelse.

Sammenholdt med den beregnede markeffekt i landsforsøg (Jacobsen et al., 2002) tyder meget på, at det sjældent i praksis er muligt at nå denne udnyttelse af N i husdyrgødning på bedriftsniveau. Det ville således kræve, at husdyrgødningen kun tildeles til de afgrøder, der giver den højeste effekt, og at der udelukkende anvendes nedfældning (også på lerjord). En sådan omfordeling vil være relativ bekostelig.

Dertil kommer, at de teknologiske muligheder i form af forsuring og nedfældning, som beskrives i scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003), primært reducerer ammoniakfordampningen og kun betyder en mindre reduktion i N-udvaskningen. For at opnå dette kræves, at tildelingen (tons pr. ha) reduceres således, at der tilføres samme mængde effektivt N som nu (Christiansen, et al. 2003). Analyser af brug af nedfældning er derfor udeladt, da det primært reducere ammoniakfordampningen. En afledt effekt er, at fosforoverskuddet på de husdyrintensive bedrifter reduceres.

Miljømodelgruppen har beregnet, at N-udvaskningen reduceres med 7.200 tons N ved 10 pct. og ca. 3.600 tons N ved 5 pct. skærpelse af krav til udnyttelse af husdyrgødningen, når der ikke indregnes overlap (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Ved fuld implementering af VMPII forventes produktionen af N i husdyrgødning at være 231.000 tons. Overlap i forhold til fodring og andre virkemidler reducerer effekten med ca. 25 pct. (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Forklaringen er, at både den totale kvælstofmængde reduceres (fodring) og at effekten af lavere kvælstoftildeling reduceres målt på udvaskningen.

På baggrund af N-gruppens rapport, må det konkluderes, at det ikke entydigt kan påpeges, hvilke adfærdsændringer der med sikkerhed vil give en stigning i N-udnyttelsen for husdyrgødning (Jørgensen et al., 2003). Det har således ikke været muligt at beregne de økonomiske konsekvenser ved dette virkemiddel.

For bedrifter, der anvender husdyrgødning, men hvor det ikke er muligt at leve op til kravet om en højere N-udnyttelse, svarer dette til en normreduktion. Øgede krav til N-udnyttelsen vil i kombination med lavere N-normer reelt betyde en stramning af harmonikravene for en del bedrifter. Dette vil øge erhvervets omkostninger betydeligt. For en vurdering af omkostningerne ved en normsækning henvises til afsnit 6.2.5.

6.2.3. Målretning af efterafgrøder (omplacering og udvidelse)

Der er under VMPII krav om, at 6 pct. af efterafgrødegrundarealet skal dækkes med efterafgrøder svarende til et areal på 120.000 ha (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Efterafgrødegrundarealet omfatter arealet med bl.a. vårkorn, vinterkorn, raps og ærter. Efterafgrøden kan være sået som udlæg og skal efterfølges af en vårafgrøde. Fordelingen er beregnet på baggrund af arealet med efterafgrøder i Plantedirektoratets kontrolrapporter og fremgår af tabel 6.4. Efterafgrøder af typen 'udlæg af græs, korsblomstrede afgrøder eller cikorie' udgør den overvejende del af efterafgrødearealet. Arealet med efterafgrøder varierer mellem årene, hvilket er tilladt, da kravet om 6 pct.

efterafgrøder skal være opfyldt som et gennemsnit for de sidste 5 år, ligesom efterafgrødegrundarealet kan variere.

De gennemsnitlige omkostninger blev i den økonomiske midtvejsevaluering beregnet til ca.. 500 kr. pr. ha. og 21 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning (Jacobsen, 2000).

Det antages, at efterafgrødegrundlarealet er det samme som i VMP II, dvs. der sås ikke efterafgrøder efter majs, hvilket følger Blicher-Mathiesen og Grant (2003). Hvis majs medtages som en afgrøde, hvorefter der kan plantes efterafgrøder vil det øge efterafgrødegrundarealet og dermed efterafgrødearealet. Det er anbefalet i N-gruppens rapport, at majs indgår i efterafgrødegrundarealet (Jørgensen et al., 2003).

Tabel 6.4. Andel af 6 pct. efterafgrøder, opgjort efter type

Efterafgrødetype	Andel af samlet efterafgrødeareal
Udlæg af græs, korsblomstrede og cikorie	66
Korn, græs, korsblomstrede sået efter høst, dog senest 1 aug.	11
Korsblomstrede sået efter 1.aug, dog senest 20.aug.*	5
Frøgræs	15
Sidste års frøgræs	3
Sum	100

* Tæller kun med det halve areal, jf. efterafgrødekravet.

Kilde: Blicher-Mathiesen et al., 2003.

Den nuværende efterafgrødeareal med korsblomsterende efterafgrøder og frøgræs antages fastholdt, så der efter omfordelingen stadig dyrkes 21.600 ha med frøgræs og 6.600 ha med korsblomstrende afgrøder. Der kan dog ske en vis nedgang i frøgræsaarealet, da denne afgrøde fortrinsvis dyrkes på planteavlsbedrifter og svinebedrifter, mens frøgræs udgør en meget lille del af arealet på kvægbedrifterne (FØI, 2002). En omlægning til husdyrbedrifter reducerer derfor muligheden for at frøgræs indgår i efterafgrødearealet.

Der foreslås en omplacering af de eksisterende efterafgrøder således, at efterafgrøderne placeres på husdyrbedrifter og helst på sandjord. Det er vurderet, at omplaceringen omfatter ca. 56.000 ha af de 120.000 ha. Implementeringen af denne ordning kunne ske ved, at bedrifter med over et givet antal dyreenheder pr. ha (fx 0,8) skulle etablere en given procentdel af arealet med efterafgrøder. Ved en sådan regel vil der

også skulle etableres efterafgrøder på intensive husdyrbedrifter på lerjord, mens der ikke etableres efterafgrøder på sandjordarealer, der ikke modtager husdyrgødning.

Der sker en omfordeling af omkostningerne mellem bedrifter (fra planteavl til husdyrbedrifter), men samlet for landbrugssektoren vil en omplacering fra fx lerjord til sandjord omfattende ca. 56.000 ha ikke medføre nogen meromkostning.

Endvidere foreslås yderligere etablering af efterafgrøder på 185.000 ha på bedrifter beliggende på sandjord, hvor der tildeles husdyrgødning. Analyser viser, at det er muligt at etablere yderligere efterafgrøder på kvæg- og svinebrug med det nuværende sædskifte (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Efter etablering af 185.000 ha efterafgrøder vil arealet med grønne marker udgøre 72 pct. og 85 pct. på henholdsvis svine- og kvægbedrifter (Blicher-Mathiasen & Grant, 2003). Etablering af yderligere efterafgrøder dog betyde, at der på nogle bedrifter må ske ændringer i sædskiftet.

Det vurderes, at efterafgrøder etableret som udlæg (sildig rajgræs, 10 kg pr. ha) typisk ikke medfører et udbyttefald i hovedafgrøden (Jørgensen, et. al., 2003). Såningen sker ved brug af en (gødningsspreder) (125 kr. pr. ha). I praksis foretages såningen nogle gange sammen med hovedafgrøden ved anvendelse af separat såkasse for at reducere omkostningerne, men dette er ikke indregnet her. Udover dette indregnes omkostninger til udsæd, der udgør ca. 100 kr. pr. ha.

På lerjord vil der kun være en meget begrænset negativ udbytteeffekt, også det efterfølgende år, mens der på sandjord kan der være et merudbytte på 1-2 hkg pr. ha som følge af, at der er mere kvælstof til rådighed året efter. Ud fra et konservativt skøn er denne udbytteeffekt ikke indregnet her. Samlet betyder dette, at de budgetøkonomiske nettoomkostninger udgør 225 kr. pr. ha. for begge jordtyper. For efterafgrøder, der etableres efter hovedafgrøden, antages det, at der sker en egentlig såning, hvorved omkostningerne øges fra 225 kr. pr. ha til 400 kr. pr. ha. Hvis efterafgrøder som udlæg og efterafgrøde efter hovedafgrøde etableres i arealforholdet 6:1, bliver de gennemsnitlige omkostninger 250 kr. pr. ha.

Reduktionen i N-udvaskningen som følge af efterafgrøder udgør i dag 25 kg N pr. ha. En omplacering vil øge den gennemsnitlige effekt til 37 kg N pr. ha svarende til 1.440 tons N. For de arealer, der omplaceres, vil der således være en væsentlig højere reduktion i N-udvaskningen. Det antages, at de omplacerede efterafgrøder etableres som udlæg i vårbyg, og i mindre omfang som græs sået efter høst (Jørgensen, et al., 2003 og Blicher-Mathiasen & Grant, 2003).

Miljøeffekten af yderligere efterafgrøder er opgjort til 37 kg N pr. ha, men denne høje effekt er betinget af, at det drejer sig om sandjord med tilførsel af husdyrgødning. Med en reduktion på 37 kg N pr. ha er den samlede reduktion i udvaskningen 6.845 tons N.

I de tilfælde, hvor etableringen af efterafgrøder medfører et skift i afgrødefordelingen fra fx hvede til byg, kan indtjeningsfaldet være større. Dette diskuteres yderligere i kapitel 8 i relation til Odense Fjord.

De budgetøkonomiske omkostninger ved en omfordeling er således 0 kr. pr. kg N, da der ikke er meromkostninger forbundet med omfordelingen. Udvidelsen af efterafgrødearealet koster 250 kr. pr. ha, og med en reduktion på 37 kg N pr. ha svarer dette til 7 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning.

6.2.4. Reduktion af N-normer

Kvælstofnormerne blev i Vandmiljøplan II reduceret med 10 pct. og reduktionen i N-udvaskningen kan opgøres til ca. 5.000 tons N. Omkostningen blev vurderet til ca. 125 mio. kr. svarende til ca. 25 kr. pr. kg N (Jacobsen, 2000). Omkostningen består af ca. 60 mio. kr. for udbyttetab og 65 mio. kr. for reduceret proteinværdi. Omkostningen ved den lavere proteinværdi fremkommer, fordi salgsprisen falder i takt med et lavere proteinindhold i hvede, svarende til ca. 1 kr. pr. procentenhed for foderhvede eller i gennemsnit 0,75 kr. pr. hkg hvede (Jacobsen, 2000). Den præcise effekt af dette er svær at vurdere, fordi markedsforhold i nogle tilfælde kan betyde, at salgsprisen fastsættes uafhængigt af proteinindholdet.

I forbindelse med den økonomiske slutevaluering af Vandmiljøplan II vil omkostningerne blive højere end angivet i midtvejsevalueringen, fordi flere bedrifter i dag er påvirket af normsænkningen efter, at der i opfølgningen på VMPII-midtvejsevalueringen skete yderligere stramninger af normerne og udbyttenniveauerne (Jacobsen, 2004a). Dette har også medvirket til en yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen.

Det fremgår, at en yderligere normsænkning på 10 pct. vil betyde en reduktion i N-udvaskningen på ca. 11.600 tons N, når der ikke er overlap med andre virkemidler (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Det antages, at effekten på udvaskningen som følge af en reduktion i kvælstoftildelingen er på ca. 32,5 pct., som anvendt i VMPII (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Der er også angivet, at yderligere reduktioner af normerne vil have en lavere effekt på udvaskningen faldende fra ca. 30 til 25 pct. Forklaringen er, at responsen på udvaskningen bliver mindre, når den samlede kvælstoftildeling reduceres (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Ved en effekt på 30 pct. betyder en 10 pct. normsænkning en reduktion i N-udvaskningen på ca. 10.660 tons N. Med en udvaskningseffekt på 26,5 pct. så reduceres N-udvaskningen med 9.450 tons N ved en normsænkning. Det er dette niveau, der er brugt ved en sammenligning over til afgifter (Blicher-Mathiesen, pers. kom.m.).

Sker normsænkningen efter, at en række andre arealrelaterede virkemidler er implementeret, så reduceres det areal, der påvirkes af normer, fra 2,4 mio. ha til fx 2,2 mio. ha. Når N-responsen på 26,5 pct. anvendes på dette areal betyder normsænkningen en reduktion i N-udvaskningen på 8.700 tons N (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Forskellen mellem om virkemidlet er anvendt alene eller sammen med andre virkemidler (overlappningseffekten) er i dette tilfælde 2.900 tons N (11.600 – 8.700) svarende til ca. 25 pct. for dette virkemiddel. Såfremt der implementeres flere arealrelaterede virkemidler inden normsænkningen, reduceres effekten af normsænkningen yderligere.

Omkostningerne ved en 10 pct. normsænkning, er angivet i tabel 6.5. Omkostningerne er baseret på modelanalyser (ESMERALDA). Fald i bruttoindtjeningen udgør 192 mio. kr. Der indgår ikke økonomiske tab som følge af en lavere proteinprocent, ligesom der ikke er taget hensyn til de særlige forhold omkring dyrkning af brødhvede, som kræver en høj kvælstoftilførsel for at opnå et tilstrækkeligt proteinindhold. Det er antaget, at ordningen omkring dyrkning af brødhvede reguleres således, at gødningsniveauet til brødhvede (op til 50.000 ha) er uændret. Omkostninger ved reduceret proteinniveau i andre afgrøder er heller ikke indregnet. Derfor er ovenstående beregninger formentlig udtryk for underkantskøn i forhold til indtjeningseffekten. Den langsigtede effekt af en lavere kvælstoftildeling er delvis inddraget i det omfang, det er beskrevet i kapitel 5. Jordrentetabet kan opgøres til 217 mio. kr. (se tabel 6.5).

I modellen indregnes normer ved, at der for hver bedrift indregnes en skyggeafgift, der betyder, at kvælstoftildelingen svarer til gødningsnormen for den pågældende bedrift med udgangspunkt i det faktiske sædskifte. Samlet reducerer dette omkostningerne ved gødningsnormer set i forhold til anvendelse af én norm for alle afgrøder og jordtyper.

Der er i denne sammenhæng ikke regnet på omkostningerne ved en yderligere norm-sækning på 20 pct. i forhold til VMPII. Miljømodelgruppen har vurderet, at redukti-onen i N-udvaskningen ved en yderligere normreduktion på 20 pct. udgør henholdsvis 23.200 tons N og 13.400 tons N alt efter om virkemidlet betragtes isoleret eller efter implementering af andre virkemidler (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003).

Tabel 6.5. Omkostninger ved en 10 pct. normsækning

	Dereg. ¹⁾	VMPII slut ²⁾	10 pct. norm-sækning
N-balance, mio. kg			
Kunsthødnings	275	189	143
Foder	199	216	216
Fixering	40	43	45
atm. deposition m.v.	47	47	47
tilførsel i alt	562	495	451
veg. produkter	77	73	68
an. produkter	111	111	111
fratørsel i alt	188	184	179
N-overskud	374	312	273
Bruttoindtjening, mio. kr.			
Bruttoudb. veg.	20.063	19.903	19.685
Bruttoudb. anim.	39.525	39.525	39.525
Bruttoudb. andet	1.133	1.163	1.163
Bruttoudb. i alt	60.721	60.591	60.374
Kunsthødnings	1.778	1.384	1.203
Foderstoffer	16.440	19.925	19.959
Andre inputs	29.744	26.821	26.943
Driftsomk. i alt	47.962	48.130	48.104
Bruttoindtjening	12.758	12.461	12.270
Jordrente	8.068	7.748	7.531
Tilpasningsomk., mio. kr.		0	192
Tilpasningsomk. pr. ha			71,7
Tilpasningsomk. pr. kg N i reduceret N-overskud			4,9
Tilpasningsomk. pr. kg N i reduceret N-udvaskning ³⁾			16,6

Bem.: ¹⁾ Deregulering 2001 er indføjet for at muliggøre en sammenligning med niveauerne i kapitel 5.

²⁾ VMPII er beregnet som 2001 med øget krav til udnyttelsen af N i husdyrgødningen.

³⁾ N-udvaskningen reduceres med 11.600 tons N (uden overlap).

Kilder Egne beregninger, samt Blicher-Mathiesen og Grant (2003).

I ovenstående analyse indgår, at normsækningen kan medføre sædskifteændringer, hvilket er med til at reducere omkostningerne i forhold til analyser, hvor sædskiftet fastholdes. Omvendt indgår eventuelle langsigtede udbytteeffekter kun i et vist omfang. Skøn fra Danmarks Jordbrugsforskning (Jørgensen, V. pers. medd.) indikere et niveau omkring 0,5 hkg pr. ha for hvede og vårbyg. De samlede meromkostninger

ved langtidseffekten og proteintab kan opgøres til ca. 100 mio. kr. (FØI, 2004 og Jacobsen, 2004b).

Til sammenligning har Dansk Landbrug beregnet, at indtjeningsstabet ved en yderligere reduktion af normerne på 10 pct. til ca. 600 mio. kr. (Dansk Landbrug, 2003). Dette tab inkludere effekt af lavere proteinindhold og langtidseffekt. Den højere omkostning skyldes, at udbyttetabet er højere end angivet af Danmarks JordbrugsForskning, og proteintabet er indregnet med en højere værdi og for et større areal.

Analysen her viser, at de samlede omkostninger ved en normsækning er 192 mio. kr. Set i forhold til en reduktion i N-udvaskningen på 11.600 tons N, giver dette en omkostning på 17 kr. pr. kg N.

Såfremt de øgede omkostninger ved et lavere proteinniveau og langtidseffekten udgør 100 mio. kr. vil dette øge omkostningerne fra 192 mio. kr. til ca. 290 mio. kr. Dette svarer til en stigning fra 17 til 25 kr. pr. kg N.

6.2.5. Reduceret husdyrhold

Der analyseres her omkostningerne ved en reduktion af husdyrholdet med 400.000 DE, som foreslået i scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003). Det er afgørende for såvel miljøeffekten som for de økonomiske konsekvenser, hvordan denne reduktion implementeres, samt hvordan reduktionen fordeles på bedriftstyper og geografisk. Således vil en målrettet reduktion af husdyrproduktionen øge den miljømæssige effekt. Det er således ikke oplagt, hvor det er billigst at reducere husdyrproduktionen målt i kr. pr. kg N i reduceret udvaskning.

Omkostningerne ved en generel stramning af harmonikravet er analyseret ved hjælp af ESMERALDA-modellen. Beregningerne viser, at en reduktion i husdyrholdet på 400.000 DE svarer til en stramning af harmonikravet med 27 pct. i forhold til 2001-niveauet, fx fra 1,4 til ca. 1,0 DE/ha. I beregningen er det forudsat, at harmonikravene for kvæg-, svine- og andre bedrifter ændres proportionalt.

Stramningen implementeres således, at bedrifter med en husdyrtæthed (målt som forholdet mellem bedriftens egne dyreenheder og bedriftens eget dyrkede areal, incl. forpagtning) over det skærpede harmonikrav reducerer husdyrholdet, indtil de skærpede krav er overholdt. Det forudsættes, at mælkekvoter er bindende (har en skygge-

pris), hvorfor det antages, at tilpasningen af husdyrholdet fortrinsvis sker i svineproduktionen, subsidiært i kødkvæg-produktionen.

En del af bedrifterne havde i 2001 flere dyreenheder end deres eget dyrkede areal (incl. forpagtning) gav plads til i henhold til harmonikravet – disse bedrifter forudsættes at have aftaler om udbringning af husdyrgødning på andre bedrifters arealer. I forbindelse med en skærpelse af harmonikravet forudsættes sådanne eksisterende aftaler at kunne opretholdes, men mulighederne for udbringning af husdyrgødning på disse aftale-arealer nedbringes i takt med stramningen af harmonikravet.

Modelberegningerne viser, at reduktionen i husdyrholdet fører til, at tilførslen af kvælstof i fodermidler falder med ca. 45 mio. kg, mens fraførslen af kvælstof i animalske produkter falder med ca. 9 mio. kg. Kvælstofoverskuddet reduceres således med ca. 36 mio. kg, svarende til ca. 10 pct. i forhold til 2001-niveauet.

De økonomiske konsekvenser består dels af en reduceret animalsk produktion på godt 3 mia. kr., sparede foderomkostninger på ca. 1,8 mia. kr. og sparede øvrige omkostninger i relation til husdyrproduktionen på ca. 1 mia. kr. Samlet er der tale om et nettotab på ca. 360 mio. kr. i forhold til situationen i 2001. Opgjort i forhold til jordrenten giver reduktionen i husdyrholdet et tab på 675 mio. kr. Omkostninger for følgeerhverv er ikke indregnet i dette beløb.

Disse tilpasningsomkostninger er dog stærkt afhængig af landbrugets prisforhold. Ikke mindst priserne på svinekød spiller en central rolle, idet det som nævnt er forudsat, at tilpasningerne i husdyrholdet først og fremmest sker indenfor svineholdet. Da niveauet for svinepriserne i 2001 var relativt højt, er værdien af den tabte svineproduktion opgjort ud fra de gennemsnitlige svinepriser i perioden 1997-2001.

I de ovennævnte beregninger er der set bort fra mulighederne for at handle med landbrugsjord og dermed forskydninger i bedriftsstrukturen. Det er oplagt, at en del intensive husdyrproducenter vil kunne se en økonomisk fordel ved at tilkøbe jord frem for at reducere husdyrholdet, hvis de skal overholde de skærpede harmonikrav, med øgede jordpriser til følge. Der må imidlertid formodes at være en betydelig geografisk variation heri. På denne baggrund vurderes, at omkostningen ved det skærpede harmonikrav er overvurderet, men også at den tilsigtede reduktion på 400.000 dyreenheder næppe helt kan nås med den betragtede skærpelse af harmonikravet, og dermed at miljøvirkningen også er et overkantskøn.

Omkostningerne udgør samlet ca. 360 mio. kr. årligt på langt sigt svarende til 900 kr. pr. DE. På kortere sigt kan omkostningerne være væsentlig højere, såfremt en del af kapitalapparatet ikke længere kan anvendes, og må afskrives. Reduktionen i N-udvaskningen er anslået til 16,4 kg N pr. DE incl. effekt af lavere ammoniakdeposition (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Set i forhold til N-udvaskningen er der tale om en omkostning på ca. 55 kr. pr. kg i reduceret N-udvaskning.

6.2.6. Øget bioforgasning af gylle

Det antages her, at yderligere 40 pct. af gyllen bioforgasses. I dag behandles ca. 1,4 mio. tons gylle i biogasanlæg, svarende til ca. 7 pct. af den samlede mængde gylle på ca. 20 mio. tons. Såfremt yderligere 40 pct. af gyllen skulle behandles i et biogasanlæg svarer dette til en yderligere mængde på ca. 8 mio. tons gylle.

Det er velkendt, at gasproduktion i biogasanlæg ikke når et rentabelt niveau uden tilsætning af animalske biprodukter (Nielsen, et al., 2002). Udfra antagelser om mængden af animalske biprodukter og rentabiliteten i anlæg i øvrigt er det forventet, i teknologirapporten, at en tredobling af biogasproduktionen er den sandsynlige udvikling over de nærmeste 10 år med de nuværende rammevilkår. Dette svarer til en stigning i den mængde gylle der tilføres biogasanlæg på ca. 3 mio. tons, svarende til at ca. 15 pct. behandles i biogasanlæg.

I scenarierapporten er det angivet, at øget forgasning vil reducere N-udvaskningen med ca. 2.665 tons N. Dette svarer til en reduktion på ca. 0,13 kg N pr. tons gylle, der indgår i biogasanlægget.

De driftsøkonomiske omkostninger ved et biogasanlæg er i teknologirapporten beskrevet som omtrent nul, hvorfor der her anvendes et interval fra -5 til +5 kr. pr. tons gylle (Christiansen et al., 2003). Resultaterne svinger en del fra anlæg til anlæg og den enkelte landmands situation.

Statens omkostninger i form af el-produktions tilskud udgør 27 øre pr. KWh. Der er i forbindelse med regeringens klimarapport foretaget en analyse af omkostningerne ved biogasproduktionen. Heri opgøres det samlede tilskud til ca. 40 kr. pr. tons gylle. Samlet betyder dette, at omkostningerne ved etablering af yderligere biogasproduktion alene set i forhold til reduktionen i N-udvaskningen koster noget over 100 kr. pr. kg N. Men der etableres heller ikke biogasanlæg alene for at reducere N-udvaskningen.

6.2.7. Forsuring af gylle i alle gyllebaserede kvæg og svinestalde

Ved forsuring tilsættes syre til gyllen i fortanken, hvorefter gyllen tilbagecirkuleres i gyllekanalerne i stalden. Der tilsættes ca. 5 kg svovlsyre pr. ton gylle og dette reducerer pH fra ca. 7 til 5,5. Det betyder, at ammoniakfordampningen i stalden, ved lagring og ved udbringning samlet reduceres betydeligt. Såfremt den tilførte mængde gylle pr. ha er den samme tildeles planterne mere kvælstof og udvaskningen stiger. Det er vurderet at stigningen i N-tildelingen udgør 30 kg N pr. ha svarende til en øget N-udvaskning på ca. 10 kg N pr. ha (Jørgensen, et al., 2003).

Det antages her imidlertid, at gødningstildelingen (tons pr. ha) af forsuret gylle reduceres, således at afgrøden fortsat tildeles samme mængde effektivt N. Derved bliver N-udvaskningen og udbyttet uændret, mens ammoniakfordampningen og forbruget af handelsgødning reduceres (Leth-Petersen et al., 2003).

Reduktion i ammoniakfordampningen betyder imidlertid, at depositionen af kvælstof reduceres og at N-udvaskningen reduceres. Effekten på N-udvaskningen er af miljømodelgruppen beregnet til ca. 8 pct. af den opnåede reduktion i ammoniakfordampning, idet ca. 25 pct. antages at blive tilført markerne som deposition (kun landjord) og at ca. 30-35 pct. af denne deposition udvaskes (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Såfremt 10 pct. af husdyrgødning forsures i henholdsvis kvæg- og svinestalde så reduceres N-udvaskningen med henholdsvis 73 og 146 tons N (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Dette svarer til ca. 1 kg N pr. ha i reduceret N-udvaskning.

Det er her antaget, at forsuring maksimalt vil omfatte 20.000 ha svarende til 560.000 tons gylle. I kvælstofgruppens rapport angives et maksimalt potentiale på sigt på 450.000 ha, hvor tildelingen sker med forsuret gylle. Dette svarer skønsmæssigt til 9 mio. tons gylle eller ca. 1/3 af alt gylle.

Omkostningerne til forsuring er baseret på teknologigruppens analyse, og den angiver 20-25 kr. pr. tons gylle (Christiansen et. al., 2003, samt Jacobsen og Hjort-Gregersen, 2003). Derfra kan trækkes øget udbytte m.m., hvorfor omkostningerne er beregnet til 200-400 kr. pr. ha svarende til 8-16 kr. pr. tons gylle. Dette svarer igen til ca. 200-400 kr. pr. kg N i reduceret N-udvaskning. Det er således et dyrt virkemiddel, hvis der alene måles i forhold til reduktionen i udvaskningen, da teknologiens centrale effekt i form af lavere ammoniakfordampning ikke indgår.

6.3. Valg af virkemidler ud fra omkostningseffektivitet

På baggrund af de beskrevne virkemidler er der i tabel 6.6. opstillet en oversigt over omkostningseffektiviteten opgjort som kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. Endvidere er der for hvert arealrelateret virkemiddel angivet et maksimum.

Der er anvendt en rente på 6 pct. således, at tallene svarer til de tal, der er anvendt i arbejdsgruppernes DEL II rapport (Fødevareministeriet og SNS, 2003a). Alle virkemidler er set hver for sig, hvorfor effekten på udvaskningen og omkostningen kan være en anden for alternative pakked løsninger. Som det fremgår, er der stor forskel mellem de enkelte virkemidlers omkostninger målt i kr. pr. kg N.

Tabel 6.6. Budgetøkonomiske omkostninger for udvalgte virkemidler

	Maksimalt areal	Årlig udgift	Red. N-ud- vaskning	Omk. eff.
	Ha	Kr. / ha	Kg N / ha	Kr./ kg N
Arealrelaterede tiltag :				
Vådområder I	30.000	2.880-3.600	100	10-12 ¹⁾
Vådområder II (fra 30.000 til 200.000 ha)	170.000	5.400	100	18
MVJ-ordninger (i alt) ²⁾	90.000	1.240	9-10	124-140
- 40 pct. nedsættelse af N-norm	20.000	1.100-1.800	17	85
- Græsordninger	30.000	900-1.200	7	129-171
- 20 års udtagning af agerjord	20.000	3.000-4.000	30	100-133
- Miljøbetinget drift ³⁾	20.000	870	17	51
Skovrejsning ¹⁾	32.000	3.600	38	95
Udtagning (til vedvarende græs)	200.000	3.000-4.000	30	100-133
Økologisk mælkeproduktion ⁴⁾	20.000	2.870	50	57
Gødnings- og bedriftsrelaterede tiltag:				
Bedre foderudnyttelse				5
Efterafgrøder (omplacering af arealer) ⁵⁾	120.000	0	12	0
Efterafgrøder (yderligere arealer)	185.000	250	37	7
Nedsat N-norm (10 pct.)		72	4,2- 3,9	17-19 ⁶⁾
Reduceret husdyrproduktion (400.000 DE)		900 / DE	16,4	55
Bioforgasning		35- 45 / tons	0,13	270- 350
Forsuringsanlæg		200-400 / ha	1	200- 400

Bem.: ¹⁾ Der er i disse beregninger anvendt en realrente på 6 pct. Omkostningerne er herefter reduceres med 2/3 for at gøre virkemidlerne sammenlignelige set i forhold til kr. pr. kg N i reduceret afstrømning (se afsnit 6.1.1.).

²⁾ Der er tale om vægtet gennemsnit efter forventet udbredelse.

³⁾ Reduktion i N-udvaskningen svarer til gennemsnit 40 pct. lavere N-norm.

⁴⁾ Det er indregnet at en fastholdelse og udvidelse af den økologiske areal vil koste yderligere 2.000 kr. pr. ha. Dette beløb modsvarer bortfald af merpris.

⁵⁾ Arealer med efterafgrøder på lerjord uden tildeling af husdyrgødning erstattes af yderligere efterafgrøder på sandjord, hvor der er tildelt husdyrgødning.

⁶⁾ Ved at indregne reduktion i proteinindhold kan omkostningerne stige til ca. 22 kr. pr. kg N.

Kilde: Egne beregninger og Blicher-Mathiesen (2003).

Virkemidlerne udvælges efter stigende omkostninger pr. kg N. I tabel 6.7, 6.8. og 6.9. er angivet de mest omkostningseffektive kombinationer af de virkemidler, der er beskrevet i tabel 6.6 for at nå reduktioner i udvaskningen på 5, 10 og 25 pct.

Der er i analysen søgt inddraget den faktiske overlappings-effekt ved de valgte virkemidler baseret på de principper, der er anvendt i Blicher-Mathiesen og Grant (2003). Generelt betyder dette, at overlappings-effekten er lidt mindre end angivet i arbejdsgruppernes rapport (DEL II).

Det fremgår af tabel 6.7, at bedre foderudnyttelse og efterafgrøder er de billigste virkemidler til opnåelse af en reduktion af udvaskningen med 5 pct.. Det samlede areal omfatter ca. 260.000 ha og de samlede årlige omkostninger udgør 45 mio. kr., der afholdes af erhvervet. Der er her ikke indregnet noget overlap mellem virkemidler. Den gennemsnitlige omkostning for at opnå de ca. 8.600 tons N er ca. 5 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. I forhold til N-afstrømningen er omkostningen 16 kr. pr. kg N, idet afstrømningen reduceres med ca. 2.865 tons N. Dette omkostningsniveau er lavere end de gennemsnitlige omkostninger i Vandmiljøplan II, der foreløbigt er opgjort til ca. 12 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning (Jacobsen, 2004a). Når omkostningerne her er så lave skyldes det bl.a., at effekten opnås ved at udbedre uhensigtsmæssigheder i den nuværende lovgivning (omplacering af efterafgrøder).

Tabel 6.7. Omkostninger og virkemidler ved en reduktion på 5 pct. eller ca. 8.600 tons N

	Areal	Red. N-udvaskning	Reduceret N-afstrømning	Omkostning	Gns. omk.
	Ha	Tons N	Tons N	Mio. kr.	Kr./ kg N
Gødnings- og bedriftsrelaterede tiltag:					
Bedre foderudnyttelse		2.000	665	10	5
Efterafgrøder (omplacering)	120.000	1.440	480	0	0
Efterafgrøder (max. 185.000 ha)	139.220	5.150	1.720	35	7
Sum	259.200	8.590	2.865	45	5
- heraf					
Offentlig	--	--	--	--	--
Erhverv	259.200	8.590	2.865	45	5

Kilde: Egne beregninger.

Af tabel 6.8 fremgår, at der udover fodring og efterafgrøder også indgår vådområder for at nå en reduktion i N-udvaskningen på 10 pct.

Det bemærkes, at vådområder II og reduktion af kvælstofnormer med 10 pct. stort set har samme omkostninger målt i kr. pr. kg N, nemlig 17-18 kr. pr. kg N. Det er derfor kun små justeringer af omkostningerne, der kan betyde, at en reduktion af N-normerne indgår i stedet for vådområder II. Det vurderes, at omkostningerne ved reduktion af normerne med 10 pct. inkl. omkostninger ved et lavere proteinniveau vil være højere end for vådområder II med de forudsætninger, der her er angivet.

Beregningen viser, at ca. 374.000 ha er omfattet af de forskellige virkemidler, og at de samlede årlige omkostninger udgør ca. 365 mio. kr., der primært afholdes af det offentlige. De gennemsnitlige omkostninger kan opgøres til 21 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning og 35 kr. pr. kg N i reduceret afstrømning. Der er ikke indregnet noget overlap mellem virkemidlerne.

Tabel 6.8. Virkemidler ved 10 pct. eller ca. 17.200 tons N reduktion af N-udvaskningen. Virkemidler er rangordnet efter omkostningseffektivitet

	Areal	Red. N-udvaskning	Reduceret N-afstrømning	Omkostning	Gns. omk.
	Ha	Tons N	Tons N	Mio. kr.	Kr./ kg N
Arealrelaterede virkemidler:					
Vådområder I (max. 30.000 ha)	30.000	3.000	3.000	97	33 ¹⁾
Vådområder II (max. 170.000 ha)	39.230	3.925	3.925	210	54 ¹⁾
Gødnings- og bedriftsrelaterede tiltag:					
Bedre foderudnyttelse		2.000	665	10	5
Efterafgrøder (omplacering)	120.000	1.440	480	0	0
Efterafgrøder (max. 185.000 ha)	185.000	6.845	2.280	46	7
Sum	374.230	17.210	10.350	364	21
- heraf					
Offentlig	69.230	6.925	6.925	307	44
Erhverv	305.000	10.285	3.425	57	6

¹⁾ Omkostninger til vådområder er her opgjort i forhold til reduktion i udvaskningen (se tabel 6.6).

Kilde: Egne beregninger.

En reduktion af N-udvaskningen med 25 pct. kræver yderligere anvendelse af gødningsrelaterede virkemidler (se tabel 6.9). Omkostningerne er beregnet til ca. 1,5 mia. kr. årligt, hvoraf de arealrelaterede udgør godt 1 mia. kr. og de bedriftsrelaterede virkemidler lidt over udgør ca. 430 mio. kr. årligt. De gennemsnitlige omkostninger udgør ca. 34 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning eller 53 kr. pr. kg N i reduceret afstrømning.

Tabel 6.9. Virkemidler ved 25 pct. eller ca. 43.000 tons N reduktion af N-udvaskningen. Virkemidler er rangordnet efter omkostningseffektivitet

	Areal	Red. N-udvaskning	Reduceret N-afstrømning	Omkostning	Gns. omk.
	Ha	Tons N	Tons N	Mio. kr.	Kr./ kg N
Arealrelaterede virkemidler :					
Vådområder I	30.000	3.000	3.000	97	33 ¹⁾
Vådområder II	170.000	17.000	17.000	918	54 ¹⁾
Miljøbetinget drift	20.000	340	115	17	51
Gødnings- og bedriftsrelaterede tiltag:					
Bedre foderudnyttelse		1.200	400	6	5
Efterafgrøder (omplacering)	120.000	1.440	480	0	0
Efterafgrøder (max. 185.000 ha)	185.000	6.845	2.280	46	7
Nedsat N-norm (10 pct.)		8.625	2.875	157	18
Reduceret husdyrhold ²⁾		3.940	1.310	215	55
Sum	525.000	43.110	27.700	1.460	34
- heraf					
Offentlig	220.000	20.340	20.110	1.030	51
Erhverv	305.000	22.770	7.790	430	19

¹⁾ Omkostninger til vådområder er her opgjort i forhold til reduktion i udvaskningen (se tabel 6.6).

²⁾ Omfatter 240.000 DE.

Kilde: Egne beregninger.

I denne analyse er der overlap mellem lavere N-normer, bedre foderudnyttelse, samt reduceret husdyrhold. Dertil kommer, at udtagning reducerer effekten af lavere N-normer. Dette betyder, at den samlede effekt af disse virkemidler er mindre end, når de ses hver for sig.

Reduktionen i afstrømningen stiger en del fra 10 til 25 pct. reduktion af udvaskningen fordi vådområder indgår med en langt større vægt. Omkostningerne målt i forhold til udvaskning og afstrømning stiger således ikke proportionalt.

Det kan bemærkes, at de virkemidler, der indgår ved en 25 pct. reduktion, afviger fra arbejdsgruppernes rapport (DEL II). Dette skyldes nye opgørelser af omkostninger ved reduktion af husdyrholdet, ligesom reduktionen af udvaskningen ved udtagning efterfølgende er blevet justeret lidt ned. Konsekvensen er, at de gødningsrelaterede virkemidler her indgår i et større omfang end i DEL II rapporten.

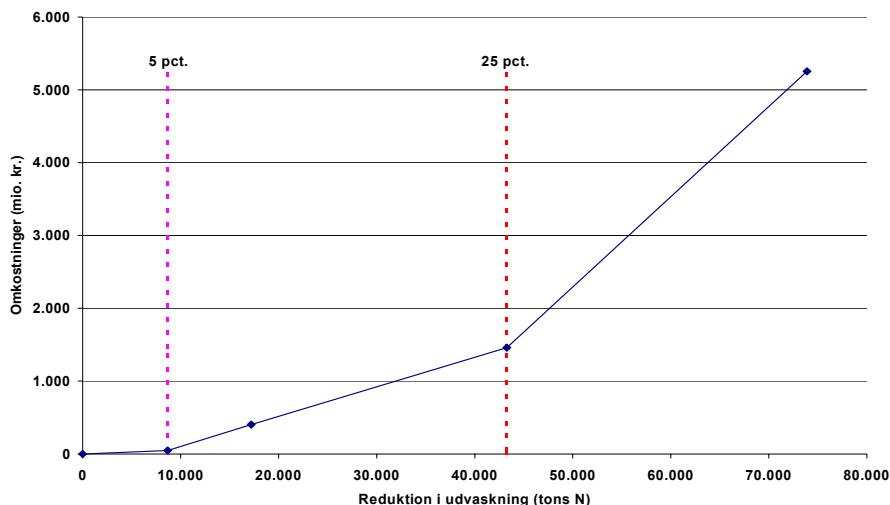
Det er ikke muligt indenfor de givne rammer at opnå en reduktion i N-udvaskningen på 50 pct. i forhold til fuld VMPII. Analyser viser, at dette med de opstillede forud-

sætninger ville kræve en reduktion af husdyrholdet og landbrugsarealet med næsten 50 pct. Omkostningerne ville udgøre op imod 6 mia. kr. årligt. En stor reduktion i N-udvaskningen kræver dog en mere omfattende analyse, da det vil medføre store ændringer i landbrugsstrukturen.

På baggrund af beregningerne er det muligt at lave en omkostningskurve, der beskriver sammenhængen mellem reduktion i N-udvaskningen og omkostningerne opgjort ud fra den mest omkostningseffektive kombination af de beskrevne virkemidler.

I figur 6.3. er den omkostningseffektive kurve indtegnet. Det fremgår, at en reduktion på henholdsvis 5 pct. og 25 pct. koster henholdsvis ca. 45 mio. kr. og ca. 1,5 mia. kr. årligt. Der er ved den største reduktion på ca. 75.000 tons N indregnet en samlet udtagning af 1,3 mio. ha svarende til halvdelen af landbrugsarealet. Langt hovedparten af denne udtagning er 20 årig udtagning af agerjord som angivet ovenfor, men der etableres ikke yderligere vådområder. For at nå en reduktion på 50 pct. kræves herudover en betydelig reduktion af husdyrproduktionen.

Figur 6.2. Omkostninger og reduceret N-udvaskning på nationalt plan ved en optimal kombination af virkemidler baseret på de direkte omkostninger for erhverv og det offentlige



Kilde: Egen fremstilling.

Samlet viser analyserne af omkostninger i forhold til N-udvaskning, at virkemidler som fodring, omplacering/etablering af efterafgrøder og vådområder er meget konkurrencedygtige med lave omkostninger pr. kg N. Herefter følger yderligere reduktion af normerne med 10 pct. Omvendt har andre virkemidler så som 20 årig udtagning og græsordninger så høje omkostninger, at de først ved meget store reduktioner i N-udvaskningen vil indgå som omkostningseffektive virkemidler.

I kapitel 11 og 12 forsættes analysen af hvilke virkemidler der er de mest omkostningseffektive, men her set ud fra en velfærdsøkonomisk opgørelse.

7. Reduktion af fosforoverskud

I dette kapitel beskrives fosforoverskuddet og derefter vurderes omkostningerne ved de enkelte virkemidler til at reducere fosforoverskuddet. Omkostningerne opgøres i forhold til fosforoverskuddet, da det ikke har været muligt at opgøre ændringer i P-udvaskningen for de udvalgte virkemidler.

7.1. Nationalt fosforoverskud

Der er i fosforgruppen angivet, at fosforoverskuddet på nationalt plan er 33.700 tons P i år 2000 (Poulsen et al., 2003a). Dette overskud er beskrevet i tabel 7.1, hvor overskuddet er opdelt i en totalbalance og en markbalance. Det fremgår, at der i totalbalancen tilføres 48.200 tons fosfor i foder, hvoraf foderfosfat udgør ca. 13-18.000 tons P. Der fraføres 22.600 tons P i husdyrprodukter og 15.000 tons P i planteprodukter. Samlet er der et overskud på 33.700 tons P eller 14 kg P pr. ha. Der udvaskes ca. 1.000 tons P svarende til 0,4 kg P pr. ha (excl. brakarealer).

Tabel 7.1. Fosforbalance for år 2000

	Total balance		Markbalance	
Tilført	Tons P	Kg P pr. ha	Tons P	Kg P pr. ha
Indkøbt foder	48.200	20		
Handelsgødning	17.300	7	17.300	7
Husdyrgødning			54.800	22
Slam ¹⁾	5.500	2	5.500	2
Andet (atm. + udsæd)	300	0	2.150	1
Tilført i alt	71.300	29	79.750	32
Fraført				
Husdyrprodukter	22.600	9		
Vegetabiliske produkter	15.000	6	52.200	21
Fraført i alt	37.600	15	52.200	21
Overskud	33.700	14	27.550	11
- heraf tab	1.000	0,4	1.000	0,4

Bem.: Det anvendte areal (excl. brak) udgør 2,456 mio. ha.

¹⁾ Spildevandsslam udgør ca. 3.000 tons P, mens resten stammer fra Cheminova-fosfat m.m.

Kilde: Poulsen et al. (2003a) og Kyllingsbæk (2003).

I markbalancen sker tilførsel af fosfor primært i form af husdyrgødning og handelsgødning. Samlet tilføres markerne ca. 80.000 tons P. Der fraføres ca. 52.000 tons P i planteprodukter. Efter fradrag af den fraførte mængde kan markoverskuddet opgøres til 11 kg P pr. ha.

Forskellen mellem overskud i totalbalancen og markbalancen udgør ca. 6.200 tons N, hvilket angiver overskuddet i stald og lager (Kyllingsbæk, 2003). Det vurderes, at dette overskud er overvurderet, da stalddtabet er meget begrænset (Kyllingsbæk, pers. kom.m.). Det høje stalddtab skyldes enten, at P i husdyrgødningen er undervurderet eller, at P i fraførte planter er overvurderet. Den andel af det samlede P-overskud, der ikke har kunnet forklares, har været faldende i perioden 1998 til 2000 og udgør i år 2000 ca. 2-3 kg P pr. ha. (Kyllingsbæk, 2003).

Forbruget af P i handelsgødning er faldet fra 17.300 tons i gødningsåret 1999/2000 til ca. 13.600 tons P i gødningsåret 2002/03 (Plantedirektoratet, 2004). I den mængde er fratrasket 500 tons, der antages anvendt af private og i parker m.m. Det fremgår således, at udviklingen de seneste år i retning af et faldende forbrug af fosfor i handelsgødning fortsætter. Forbruget af fosfor i handelsgødning er således halveret de sidste 10 år.

Danmarks Jordbrugsforskning har med udgangspunkt i regnskabsdata fra 1999 fra Fødevarøkonomisk Institut forsøgt at bestemme P-overskuddet på en række bedriftstyper (Dalgaard, 2003). I analysen angives det samlede fosforoverskud til ca. 26.000 tons P, hvilket er lavere end det faktiske overskud på ca. 33.700 tons P (se figur 7.1).

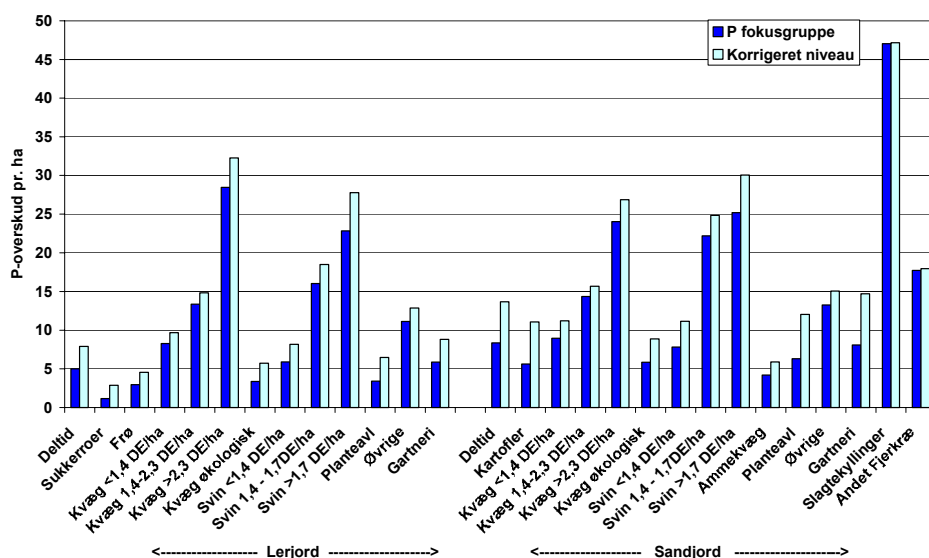
Da der ikke foreligger andre analyser af fosforoverskuddet fordelt på bedriftstyper, er det valgt at opjustere de opgjorte tal således, at summen rammer fosforoverskuddet for 2000 på 33.700 tons. Det vurderes, at fosfortilførsel i foder kan være lidt undervurderet, ligesom fosfor modtaget i form af gylleaftaler inkl. slam er noget undervurderet, hvorfor justeringerne er foretaget på disse poster. I figur 7.1. fremgår både det oprindelige og det korrigerede niveau. Uden denne opjustering ville de efterfølgende analyser vise et for lavt niveau for fosforoverskuddet, hvilket kunne medføre en undervurdering af de faktiske omkostninger ved regelændringer.

Det fremgår af figur 7.1, at det største overskud findes på bedrifter med intensiv husdyrproduktion (kvæg og svin), samt slagtekyllinger. Det kan dog overraske, at der er et P-overskud på over 10 kg P pr. ha for bedriftstyper som plantebedrifter og deltidsbedrifter på sandjord. Det vurderes, at der i analysen kan være en mindre undervurde-

ring af den husdyrgødning, der er flyttet fra husdyrintensive bedrifter til andre bedrifter (fx plantebedrifter), da dette ikke altid optræder i regnskaberne.

Den store variation mellem bedrifter genfindes i analyser fra Studielandbrugene (2000) hvor der er en tendens til højere P-overskud med stigende husdyrintensitet. Det fremgår af analysen, at kvægbedrifter ofte tildeler 2-8 kg P pr. ha fra handelsgødning, mens intensive svinebedrifter sjældent tildeler P i handelsgødning.

Figur 7.1. Fosforoverskud fordelt på bedriftstyper fordelt svarende til et overskud på 26.000 tons P og 33.700 tons P på henholdsvis ler- og sandjord



Bem.: Fosforoverskuddet opgjort af fosforfokusgruppen udgør i alt 26.000 tons P (P fokusgruppen). Det korrigerede overskud udgør 33.700 tons P nationalt.

Kilde: Dalgaard (2003) og egne beregninger.

7.2. Virkemidler til reduktion af fosforoverskuddet

Ligesom for kvælstof kan virkemidler til reduktion af fosforoverskuddet opdeles i økonomiske virkemidler, administrative virkemidler og udtagning. Analysen af de økonomiske virkemidler omfatter i denne gennemgang en kvalitativ vurdering af forskellige typer af afgifter. Hvad angår de administrative virkemidler til reduktion af

fosfor, er der taget udgangspunkt i en to-strengt strategi omfattende generelle virkemidler fx normer eller afgifter og arealrelaterede virkemidler rettet mod risikoarealer (se tabel 7.2).

Gennemgangen af virkemidler starter med en vurdering af effekten af forbedret fodring på P overskuddet på forskellige bedriftstyper. Dette gennemgås først, da det kan repræsentere en adfærdsændring som følge af den almindelige teknologiske udvikling (baseline). Analyse af afgifter og normer relateres til denne mulige udvikling i foderforbruget.

Tabel 7.2. Valg af reguleringssystemer til reduktion af fosforoverskud

	Økonomiske virkemidler	Administrativ regulering	Udtagning
Generel reduktion	Afgift	Normer	-----
Reduktion på risikoarealer	-----	Frivillige ordninger	Tvungne ordninger

Kilde: Egen fremstilling.

7.3. Reduktion af fosforoverskud ved ændret fodring

I fosforrapporten angives, at ændringer i fodringen på sigt kan reducere fosforudskillelsen fra husdyr med 15.000 tons P i forhold til år 2000 tallene, svarende til ca. 31 pct. I forhold til 2002 udgør reduktionen 12.000 tons P (Poulsen, 2003a). Den forbedrede fodring opnås ved øget brug af fytase (svin), men også gennem generelle forbedringer i fodringseffektiviteten.

Den samlede gevinst på 15.000 tons P svarer til en reduktion i P-overskuddet i år 2000 på ca. 6 kg P pr. ha. Hvis denne gevinst skal opnås, kræver det, at reduktionen i det tilførte P fra husdyrgødning ikke erstattes af øget indkøb af P i handelsgødning.

Den samlede reduktion i fosforoverskuddet er herefter fordelt på de enkelte bedriftstyper. Reduktion i fosfortabet som følge af ændret fodring udgør ca. 10 kg P pr. DE for svin (vægtet gennemsnit), 2,5 kg P pr. DE for køer, samt 8 kg P pr. DE for fjerkræ (se tabel 7.3).

Tabel 7.3. Ændringer i P-udskillelsen fra husdyr 2000 og frem til 2010 ved ændret fodring (kg P/DE)

	2000 kg P pr. DE	2002 kg P pr. DE	2010 kg P pr. DE	Reduktion i 2010 i forhold til 2000 (pct.)	Reduktion i 2010 i forhold til 2002 (pct.)
Smågrise	31,6	26,3	21	33	20
Slagtesvin	25,9	22,3	15	42	33
Søer	31,3	28,5	22	30	23
Køer	17,2	17,7	15	13	16
Slagtekyllinger	29,6	29,6	22	26	26
Æglæggende høner	36,4	36,4	27	26	26

Der er i tabellen indsat året 2010, mens der i Poulsen et al. (2003) angives at det sker på sigt. Fosforudskillelsen er i år 2000 anslået til ca. 22 kg P pr. DE (54.800 tons P og 2,45 mio. DE).

Kilde: Poulsen et al. (2003a), Dalgaard (2003) og egne beregninger.

I figur 7.2 angiver hele søjlen P-overskuddet før ændringer i fodringen, hvorimod den mørkeblå del angiver P-overskuddet efter ændringer i fodringen. Det fremgår, at specielt svinebedrifter opnår en betydelig reduktion i P-overskuddet som følge af forbedringer i fodringen.

På øvrige bedrifter reduceres P-overskuddet markant, da hele den samlede P-tilførsel sker i form af foder.

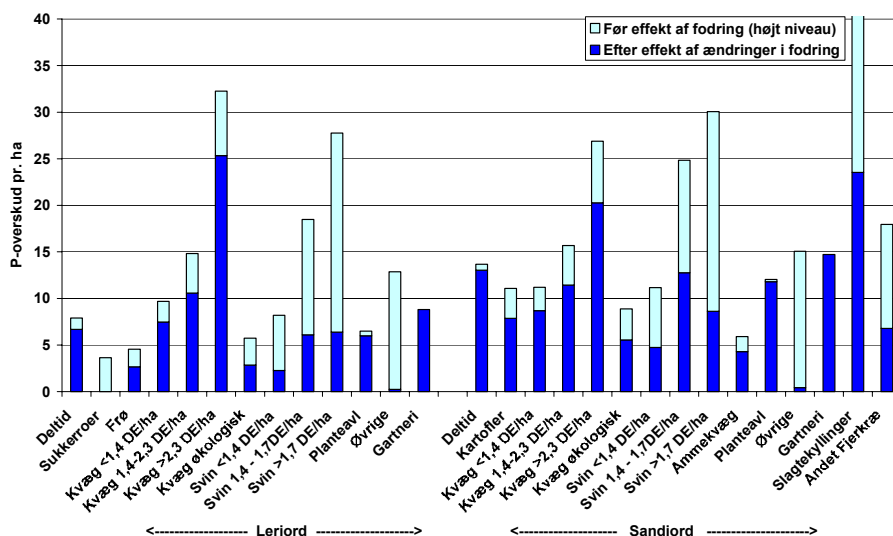
Herefter vil det primært være intensive kvægbedrifter og bedrifter med slagtekyllinger, der har et overskud på over 10 kg P pr. ha. Den gylle, der tildeles på plantebedrifter, er antages at være svinegylle, hvorfor disse bedrifter opnår en mindre reduktion i overskuddet.

Ændringer i udnyttelsen af fosfor i foderet med brug af fytase er det mest oplagte tiltag for at reducere fosfortabet i svineproduktionen. Der er i dag 3 fytaseprodukter og de opgøres i forskellige enheder. Generelt gælder, at den anbefalede dosering af fytase i færdigfoder svarer til 0,67 g ford. fosfor pr. kg foder (fx 750 FYT). I hjemmeblandet korn er effekten af tilsat fytase mindre, fordi der er mere naturligt fytase i ikke varmebehandlet korn. I hjemmeblandinger anvendes derfor kun ca. 60 pct. af doseringen i færdigfoder (Landscentret-Svin, 2003).

Hvad angår prisen på foder med fytase, så angiver Landscenteret – Svin, at meromkostningen ved at skifte fra dicalciumfosfat til monocalciumfosfat udgør 10-20 øre

pr. 100 FEs. Dertil kommer omkostninger ved skift fra monocalciumfosfat til brug af fytase, der udgør 0-1 øre pr. FEs. Endelig kan der på mindre bedrifter være meromkostninger forbundet med at skifte til fasedodring, mens der omvendt er en økonomisk gevinst i nye og større so-besætninger (Landscentret - Svin, 2002).

Figur 7.2. P-overskud på en række bedriftstyper før og efter ændringer i fodring



Kilde: Poulsen et al. (2003), Dalgaard (2003), samt egne beregninger.

Konklusionen er, at merprisen ved anvendelse af fytase på sigt vil udgøre 0-1 øre pr. FEs svarende til en merpris på foder på 2 kr. pr. slagtesvin ved 200 FE pr. slagtesvin og 24 kr. pr. årsso ved et foderforbrug på 2.400 FE. Set i forhold til de samlede foderpriser udgør dette under 1 pct. for både slagtesvin og søer, hvorfor det vurderes, at tildelingen af fytase i foder kan ske uden økonomisk kompensation.

Det vurderes, at denne situation er gældende fra sommeren 2003, mens der forud for dette kan have været tale om højere merpriser (Landscentret - Svin, 2002). Det vurderes, at fytase fra efteråret 2003 indgår i langt de fleste færdigblandinger efter, at det også er blevet godkendt i sofoderblandinger (DLG, Ringsted, pers. kommunikation). Endvidere vurderes det, at hovedparten af alt tilskuds-foder til brug af hjemmeblanding indeholder fytase, og at det har været standard fra efteråret 2003, hvor den nye

kontraktsæson startede. For færdigblandinger til slagtesvin gælder, at de sandsynligvis snart ikke længere tilbydes uden fytase, og dette forventes også snart at ville gælde for tilskudsfoder (DLG, 2003). Det vurderes, at fuldfoderblandinger og blandinger baseret på tilskudsfoder udgør over 75 pct. af alt svinefoder.

De sidste op til 25 pct. udgøres af mineralblandinger, der tilsættes til hjemmeblandet foder (Vitfoss, 2003, pers. kommunikation). Vitfoss vurderer, at kun ca. 10 pct. af deres blandinger indeholder fytase, idet det siden foråret 2003 er blevet lidt dyrere at tilsætte fytase i forhold til uorganisk fosfor (foderfosfat), der er faldet i pris. Om foderfosfat også fremover vil være billigere end fytase vides ikke, men det er sandsynligt at fytase også vil falde i pris for at opretholde konkurrenceevnen. DLG-København oplyser, at de ikke forventer at skifte til foderblandinger uden fytase grundet kortvarige prisudsving (Hoppe-Christensen, 2003, pers. kommunikation). Det er imidlertid også hans vurdering, at foderfosfat i efteråret 2003 var lidt billigere end fytase.

Endelig skal det nævnes, at selvom der tilsættes fytase opnås reduktionen i fosfor kun ved at omfanget af foderfosfat reduceres. Det er ikke helt sikkert, at der i dag sker en fuld substitution bort fra foderfosfat (Hanne Damgaard Poulsen, 2003, pers. medd.). Omvendt vil det betyde meromkostninger, hvis foderfosfater bibeholdes samtidig med at der tilsættes fytase, hvorfor denne fremgangsmåde ikke er sandsynlig på lang sigt.

Analyser af foderblandinger foretaget af Plantedirektoratet synes at vise, at der fra 1998 til 2002 er sket et fald i fosforindholdet i foder til slagtesvin (fuldfoder og tilskudsfoder) på 10-15 pct., mens faldet for søblandinger er mindre (ca. 5 pct.). Samlet for alle kategorier er faldet kun 2 pct. grundet stigning i blandinger til køer. Endvidere viser analyser, at det faktiske fosforindhold er højere end det, der deklareres, hvilket kan betyde, at P-tildelingen i foder på den enkelte bedrift er højere end forventet (Landscenteret - Svin, 2003).

Samlet betyder dette, at der fra vinteren 2003/2004 nok bliver tildelt fytase foder til langt de fleste slagtesvin og et flertal af alle søer. Den forventede effekt af en afgift på fosfor skal således også ses i dette lys. En afgift vil dog fremme at fytase rent faktisk erstatter foderfosfat, således at den samlede fosformængde reduceres.

7.4. Økonomiske virkemidler

Ved økonomisk regulering af fosforoverskuddet er der i fosforfokusgruppen foretaget en analyse af forskellige modeller (Larsen et al., 2004). Det vurderes, at specielt 4 modeller kan være af interesse:

1. Afgift på mineralsk fosfor (foderfosfat) i foder
2. Afgift på fosfor i foder med bundfradrag på 0,4 pct.
3. Afgift på foder og handelsgødning
4. Balanceafgift på fosfor

En afgift på fosfor giver husdyrproducenterne et økonomisk incitament til at øge udnyttelsen af fosfor. Omvendt er det vigtig at understøtte, at der også er minimumskrav til fosforindholdet i foder for at tilgodese dyrenes basale behov.

Som nævnt er det muligt at øge dyrenes optagelse af svært tilgængeligt fosfor i foderet ved at tilsætte fytase til foderblandingerne. Afgiften må forventes at give en tilskyndelse til i højere grad at anvende sådanne fytase-berigede foderblandinger. I lyset af de forholdsvis begrænsede prisforskelle på foderblandinger med og uden fytasetilsætning er det sandsynligt, at selv en lille afgift kan betyde en relativ stor adfærdsændring. Nærværende analyse giver dog ikke mulighed for en egentlig kvantificering af denne effekt (se Larsen et al., 2004), idet de anvendte modeller ikke er velegnede til at beskrive effekten ift. teknologiændringer. De analyser, der er gennemført, omfatter derfor udelukkende ændringer i fodersammensætningen grundet substitution mellem fodermidler.

Den væsentligste effekt ved modellerne 1+2 er, at de giver et incitament til at ændre fodersammensætningen i retning af et mindre forbrug af foderfosfat. En sådan substitution giver dels anledning til en reduktion i det gennemsnitlige fosforindhold i foderet, dels afbøder substitutionen en del af den udgiftsstigning, som fosforafgiften giver anledning til. Når der i model 2 indgår en bundgrænse på 0,4 pct., skyldes det ønsket om af friholde eksempelvis kornprodukter med et lavt fosforindhold fra afgiften.

Afgiftsmodel 1+2 medfører en forskydning af fodersammensætningen i retning af mere korn til fordel for øvrige kraftfodertyper (sojaskrå, fiskemel m.v.), hvilket skyldes, at afgiften gør korn relativt billigere i forhold til de øvrige fodermidler. Det er i økonomigruppens analyse beregnet, at en afgift på 4 kr. pr. kg fosfor i foder fører til en gennemsnitlig direkte stigning i kraftfoderprisen på 0,23 pct., og et fald i gennemsnit-

ligt fosforindhold i foderet med 0,93 pct. Disse effekter er stort set proportionale med afgiftens størrelse. Udover at ændre sammensætningen og omfang af indkøbt foder vil en afgift på fosfor i foder betyde, at husdyrproduktionen bliver mindre profitabel.

I model 3 afgiftsbelægges både fosfor i foder og handelsgødning. Dette vil medvirke til, at skyggeprisen på P i husdyrgødning stiger. Det vil således blive mere interessant for plantebedrifter at modtage husdyrgødning i stedet for at købe handelsgødning. Det vil også fremme anvendelse af bl.a. biogasanlæg og separations teknologier. Problemet er, som også anført af fosforfokusgruppen, at afgiften ikke alene er målrettet mod de bedrifter der i dag har et fosforoverskud, idet en afgift på P i handelsgødning primært vil ramme planteavlsbedrifter (Larsen et al., 2004).

Model 4 er en egentlig balanceafgift, som svarer til den model, der er analyseret for kvælstof. Som for kvælstof vil denne model have størst indvirkning på de bedrifter, der har det største P-overskud. Modellen anbefales ikke bl.a. grundet tung administration og problemer med EU-retten (Larsen et al., 2004). Imidlertid er det overraskende, hvis der skulle være større problemer ved en fosformodel end ved en kvælstofmodel. Generelt må en balanceafgift på fosfor være enklere og billigere at implementere, da der bl.a. ikke optræder fiksering af næringsstoffer, som der gør med kvælstof.

Det fremgår af Larsen et al. (2004), at en afgift på 4 kr. pr. kg P på mineralsk fosfor giver den mindste effekt på fosforoverskuddet (ca. 4.500 tons P), mens samme afgift på P i foder og handelsgødning har den største effekt (8.700 tons P). Provenuet ved tilpasset adfærd er ved de to modeller beregnet til 35 og 280 mio. kr., der antages tilbageført til erhvervet. Tilpasningsomkostningerne er for afgifter beregnet til ca. 2-2,35 kr. pr. kg P i reduceret overskud (Larsen et al., 2004).

7.5. Administrativ regulering

7.5.1. Normer for fosfor

Der har ikke tidligere været anvendt normer for tildelingen af fosfor, hvorfor der kan være behov for mere detaljeret at beskrive den mulige udformning. I scenariegruppens rapport foreslås 3 niveauer for fosfornormer (Leth-Petersen et al., 2003) :

1. Maksimalt P-overskud på bedriftsniveau svarende til 10 kg P pr. ha
2. Maksimalt P-overskud på bedriftsniveau svarende til 0 kg P pr. ha

3. Behovbetinget tilførsel, hvor maksimum for P-overskud sættes i relation til fosfortallet i jorden således at :
- | | |
|------------------|--------------------------------|
| a: Fosfortal > 4 | : P-overskud < 0 kg P pr. ha |
| b: Fosfortal 2-4 | : P-overskud = 0 kg P pr. ha |
| c: Fosfortal < 2 | : P-overskud < +10 kg P pr. ha |

Niveau 1 og 2 tænkes implementeret som normer, svarende til de normer der i dag eksisterer for kvælstof. I gødningsregnskaberne indgår i dag allerede vejledende normer for tilførsel af fosfor. Hvis de fremtidige normer skal sikre et fosforoverskud på 0 kg P pr. ha på landsplan, skal de måske ligge lidt lavere end de vejledende normer, der i dag er anført i gødningsregnskaberne.

I relation til den foreslåede grænse på 10 kg P pr. ha skal det bemærkes, at intensive svinebedrifter (over 1,4 DE/ha), kvægbedrifter med over 2,3 DE/ha, samt bedrifter med fjerkræ alle har et overskud, der ligger væsentligt over 10 kg P pr. ha (se figur 7.2).

For niveau 3 kræves kendskab til fosfortallet på den enkelte mark. Det vil derfor være svært at implementere en national lovgivning på dette niveau. Dog vil det kunne implementeres i forbindelse med VVM-godkendelser eller anden regulering, hvor der kunne stilles krav om analyser af fosfortallet. Endvidere vil der med baggrund i miljøgruppens analyser af risikoarealer måske være muligt mere præcist at anvise, hvor en øget indsats er ønskelig. Det anslås, at ca. 30 pct. af arealet har et fosfortal over 4, mens ca. 10 pct. har et fosfortal under 2 (Arbejdsgruppernes DEL IV, Fødevareministeriet og SNS, 2003c). Det har imidlertid ikke i denne rapport været muligt nærmere at kvantificere omkostningerne ved niveau 3 på nationalt niveau.

Omkostningerne ved en fosfornorm er primært knyttet til omkostningerne ved en omfordeling af husdyrgødningen. I dag tildeles ofte 20-25 tons gylle pr. ha, mens der ved en krav om fosforbalance kun kan tildeles ca. 10-12 tons gylle pr. ha.

Ved en grænse for overskud på 10 kg P pr. ha vil meget omfordeling af husdyrgødning fortsat kunne ske indenfor samme landsdel. Den totale mængde fosfor, der skal omfordeles ved en sådan grænse, vil være ca. 2.000 tons fosfor, hvis der forud er sket ændringer i fodringen (se tabel 7.4). Dette svarer til ca. 5 pct. eller 2 mio. tons gylle. Omfanget vil være noget højere, såfremt der ikke sker nogen tilpasninger vedrørende foder (11.000 tons P). Her vil yderligere 21 pct. eller ca. 7 mio. tons gylle skulle omfordeles. Der tages udgangspunkt i niveauet for år 2000 (se tabel 7.1). Det fremgår af

analysen, at fjerkræ og kvægbedrifter bidrager med 1/3 af reduktionen, mens resten stammer fra andre bedriftstyper incl. deltidsbedrifter. Da husdyrgødningen fordeles bedre, antages det, at reduktionen i P-overskuddet på 2.000 tons P vil give sig udslag i en tilsvarende reduktion i forbruget af P i handelsgødning.

Ved ændret fodring antages en grænse for overskuddet på 10 kr. P pr. ha som nævnt at kræve en omfordeling af ca. 2 mio. tons husdyrgødning. Såfremt det antages, at dette kan ske i nærmiljøet (gns. 10 km), så vil det betyde en øget transportomkostning på 18 mio. kr. ved en omkostning på 1 kr. pr. km pr. tons. Derfra kan fratrækkes besparelsen på fosfor i handelsgødning omfattende ca. 2.000 tons P, svarende til 17 mio. kr. Prisen for fosfor er sat til 8,5 kr. pr. kg P som et gennemsnit for årene 2000 til 2003, hvor prisen har svinget mellem 6,5 og 9,5 kr. pr. kg P (budgetkalkuler fra Landscentret).

Samlet bliver meromkostningen ved en maksimalt overskud på 10 kg P pr. ha i alt 1 mio. kr. eller 0,5 kr. pr. kg P i reduceret overskud, svarende til under 1 kr. pr. tons gylle. Omkostninger til gødningshåndtering vil typisk stige på de intensive kvægbedrifter og fjerkræbedrifter, da de sandsynligvis vil skulle afholde hovedparten af de øgede transportomkostninger, mens gødningsomkostningerne for planteavlere kan falde, da de får reduceret deres indkøb af fosfor i handelsgødning.

Ved et krav om balance mellem tilført og fraført fosfor er det sandsynligt, at der først søges opnået fuld effekt af ændret fodring, da meromkostningerne herved er meget begrænsede. Dernæst vil der være behov for, at forbruget af P i handelsgødning reduceres til nul. Som det fremgår af tabel 7.4, så reduceres overskuddet her med 18.600 tons P, og da forbruget af handelsgødning i udgangssituationen er ca. 17.300 tons P, så vil det betyde, at der ikke længere købes P i handelsgødning. Alternativet er, at noget af den fosfor, der er i husdyrgødningen, eksporteres til andre lande fx Østeuropa.

Det antages, at den mængde husdyrgødning der skal omfordeles i alt udgør 16 mio. tons svarende til 18.600 tons P. Set i forhold til den samlede mængde P i husdyrgødning efter ændret fodring på ca. 40.000 tons P svarer omfordelingen til ca. 45 pct.

Det antages, at halvdelen af denne husdyrgødning kan afsættes lokalt med en gennemsnitlig transportafstand på 15 km. Omkostninger vil ved 1 kr. pr. km pr. tons gødning udgøre ca. 120 mio. kr. Det vil dog også være nødvendigt at organisere gyllebanker og transport over længere afstande. Endvidere vil det give et betydeligt incitament til investeringer i gylleseparation og biogasanlæg for at lette omfordelingen.

Tabel 7.4. Mængde fosfor der skal omfordeles ved forskellige grænser for P-normer

Grænse for P-overskud Kg P pr. ha	Uden ændringer i fodring				Med ændringer i fodring			
	Red. I overskud Tons P	Red. i overskud (pct.)	Overskud Tons P	Overskud Kg P/ha	Red. i overskud Tons P	Red. overskud (pct.)	Overskud Tons P	Overskud Kg P/ha
Ingen	0	0	33.700	12,7	0	0	18.600	7,0
10	11.300	33	22.400	8,5	1.949	10	16.700	6,3
5	20.900	62	12.800	4,8	7.700	41	10.900	4,1
2,5	27.100	80	6.600	2,5	12.700	68	5.900	2,2
0	33.700	100	0	0	18.600	100	0	0

Bem.: Ændringer i fodring betyder at P-udskillelsen fra husdyr reduceres med ca. 15.100 tons P i forhold til år 2000/2001. I fosforrapporten angives en reduktion på 12.000 tons P i forhold til år 2002.

Kilde : Egne beregninger.

Det antages at den anden halvdel separeres og transporteres til en anden landsdel (fra Jylland til Sjælland). Omkostningerne ved separation omfatter selve separationsprocessen og omkostninger til bl.a. lager og transport. Selve separationen (dekanter) betyder en meromkostning på ca. 25 kr. pr. tons (Jacobsen et al., 2002a). Dertil kommer udgifter til yderligere transport af den fosforholdige fraktion, der er anslået til 150 kr. pr. tons fosforfraktion svarende til ca. 20 kr. pr. tons gylle. Hvorefter omkostningen for den gylle der ikke kan fordeles lokalt udgør ca. 45 kr. pr. tons gylle. Omkostningen er bestemt med stor usikkerhed. Meromkostningen for håndtering af denne halvdel af gyllen udgør herefter 360 mio. kr.

Samlet vil et krav om fosforbalance medføre omkostninger på ca. 500 mio. kr. Besparelsen på indkøb anslås til ca. 145 mio. kr. omfattende det samlede forbrug af P i handelsgødning på 17.300 tons P. Nettoomkostningen bliver herefter ca. 350 mio. kr., svarende til ca. 20 kr. pr. kg P overskud der fjernes.

Det vurderes, at der er behov for mere detaljerede analyser for at angive omkostningsniveauet mere præcist, hvorfor der kan være tale om højere omkostninger end angivet ovenfor. I det omfang, et krav om balance mellem tilført og fraført introduceres over en længere årrække, vil tilpasningsomkostningerne kunne reduceres betydeligt.

En konsekvens af ovennævnte krav kan blive, at husdyrbedrifter skal købe mere kvælstof i handelsgødning end tidligere, fordi en del af deres kvælstof eksporteres

sammen med fosforet. Behovet kan dog også dækkes af N-fraktioner fra separation (Jacobsen et al., 2002).

Krav om fosforbalance svarer stort set til en reduktion af harmonikravene til et gennemsnit på ca. 1 dyreenhed pr. ha. Det kan betyde, at husdyrproduktionen på sigt reduceres i visse egne af Danmark. Omvendt vil en langsigtet plan om fosforbalance betyde, at nye bedrifter etableres hvor der mulighed for et arealgrundlag, der kan af-tage husdyrgødningen.

Konsekvensen af et krav om fosforbalance kan også blive, at kommunerne får meget svært ved at afsætte slam. Produktionen af slam i 1999 var ca. 160.000 tons og hvis det antages, at ca. 60 pct. af alt slam tildeles landbrugsjord, bliver der tilført ca. 100.000 tons slam til landbrugsarealerne. Fosforindholdet vurderes til ca. 3 kg P pr. tons. Dette giver ca. 3.000 tons P. Dertil kommer Novogro-slam (565 tons), Cheminova-fosfat (1.040 tons P) og affald fra restauranter. Dermed kommer den samlede mængde slam plus affald op på ca. 5.500 tons P, som er angivet i tabel 7.1 (Poulsen et al., 2003a).

Kalundborg kommune har beregnet, at landbrugsmæssig anvendelse af slam i dag koster 175 kr. pr. tons (TS = 22 pct.), mens forbrænding vil koste ca. 800-1.200 kr. pr. tons. Det kan betyde en stigning i prisen for at aflede spildvand på op til 100 kr. pr. husstand. Om de ovennævnte beregninger er repræsentative for alle kommuner vides ikke, men de antyder, at omkostningerne ved bortskaffelse af slam vil stige væsentligt ved en stram fosforlovgivning.

Samlet vurderes det, at et krav om et maksimalt fosforoverskud på 10 kg P pr. ha vil kunne implementeres uden større meromkostninger, men at et krav om fosforbalance vil medføre betydelige meromkostninger på kort sigt. Da effekten af grænser for P-overskud først vil have en effekt på P-afstrømningen om mange år, kan det være nødvendigt at se på de arealrelaterede virkemidler, hvor effekten hurtigere kan ses i vandmiljøet.

7.5.2. Arealrelaterede virkemidler til reduktion af fosfortab

Der er i fosforrapporten peget på en række virkemidler, der kan anvendes til at reducere fosforoverskuddet generelt og fra risikoarealer specielt. En del af de teknologiske virkemidler i form af separation og biogas produktion er allerede diskuteret kort, hvorfor fokus her er på de arealrelaterede virkemidler.

Nogle af disse arealrelaterede virkemidler (vådområder og vedvarende græs) er allerede nævnt i kapitel 6 under kvælstofanalysen, mens fx bufferzoner typisk nævnes i sammenhæng med pesticidregulering. Bufferzoner benævnes også randzoner. Virkemidlerne tænkes implementeret via frivillige ordninger. I det omfang eksisterede ordninger (MVJ-ordninger) ikke er dækkende, kunne der etableres nye ordninger, der ikke er begrænset til SFL-områder, men som omfatter risikoarealer set i relation til fosfor. Omfanget af risikoarealer er ikke opgjort i Poulsen et al. (2003a), men er efterfølgende af Danmarks Miljøundersøgelser opgjort til ca. 500.000 ha.

Der er i tabel 7.5 en oversigt over virkemidler, der er fremhævet af fosforgruppen (Poulsen et al., 2003a). I tabellen angives for de enkelte virkemidler effekt på fosforafstrømningen og omkostningerne ved tiltaget. For de angivne virkemidler er det sikkert, at der er en effekt, mens omfanget må betegnes som mere usikkert. Tidshorisonen for en effekt af virkemidlerne er kort (1-2 år).

Omkostningerne for virkemidlerne er anslået ud fra et skøn for tilskudsniveau (se også tabel 6.4). For bufferarealer svarer det mindste tilskud i det anførte interval til græsoordningerne. Også for vedvarende græs er intervallet relativt stort for at beskrive den variation i indtjening, der kan være tale om.

Det fremgår af tabel 7.5, at omkostningerne målt i kr. pr. kg P i reduceret afstrømning generelt er høje og også væsentlig højere end for kvælstof. Endvidere angiver de store intervaller den betydelige usikkerhed, der er på effekten af P-afstrømningen. Vådområder fremstår umiddelbart som det billigste af de analyserede arealrelaterede virkemidler. I lyset af vådområders lave omkostninger også målt i forhold til kvælstof, fremstår vådområder således som et meget omkostningseffektivt virkemiddel, når både kvælstof og fosfor inddrages i analysen.

Den lave effekt på afstrømningen til søer og fjorde vil variere meget fra lokalitet til lokalitet. Effekten skal også ses i lyset af, at fosforpuljen er over 2 tons pr. ha. (Poulsen et al., 2003a).

Det fremgår af miljøgruppens analyser af sigtedybden i Mariager Fjord, at en reduktion af kvælstofafstrømningen på ca. 20-25 tons svarer til en reduktion i fosforafstrømningen på ca. 1 tons P²⁴ (Nielsen et al., 2003). Såfremt der ved valg af virkemidler

²⁴ For Mariager Fjord er det beregnet at en sigtedybde på 4 meter kan opnås enten ved tilførsel af 1.072 tons N og 3,8 tons P årligt eller ved tilførsel af 429 tons N og 30,6 tons P. En ændring på 643 tons N svarer til en ændring i P-tilførsel på 26,8 tons P, svarende til et N:P-forhold på 24:1.

skal vælges mellem at reducere kvælstofafstrømningen og fosforafstrømningen, vil det være muligt at bruge denne relation til at sige noget om, hvilke virkemidler der skal prioriteres først.

Tabel 7.5. Effekt af arealrelaterede virkemidler på fosforoverskud og afstrømning (risikoarealer)

	Forventet effekt på afstrømning (kg P pr. ha)	Overslag over omkostninger (kr. pr. ha)	Gns. omkostninger pr. kg P i reduceret afstrømning
Bufferarealer ¹⁾ / Bræmmer	0,04-0,2	800-4.000	4.000 - 100.000
Vådområder	12-120	2.880 - 3.600	24 – 300
Udelukke vintersæd	0,06-0,25	0 - 1.000	0 – 17.000
Vedvarende græs	0,06-0,25	1 - 4.000	4.000 - 70.000

Bem.: For vådområder er der anvendt en rente på 6 pct.

Etablering af bræmmer og bufferarealer kan blive billigere, såfremt der er overlap med sprøjtefri randzoner.

¹⁾ Bufferarealer kaldes også randzoner.

Kilde: Poulsen et al. (2003a) og egne beregninger.

Nogle arealrelaterede virkemidler vil have effekt på både kvælstof og fosfor, hvorfor effekten kunne omregnes fra kvælstof til kvælstofeffektenheder. Det kunne for vådområder ske ved, at der til de 100 kg N pr. ha i reduceret afstrømning tillægges en effekt på fx 60 kg P pr. ha i reduceret afstrømning (se tabel 7.5). Hvis N:P forholdet af effekten i vandmiljøet er 1:20 (Nielsen et al., 2004), betyder dette, at effekten af vådområder kan opgøres som $100 + 60 \cdot 20 = 1.300$ kvælstofenheder. Dette vil hjælpe til en mere korrekt rangordning af de pågældende virkemidler i forhold til effekten for vandmiljøet af en lavere afstrømning af både kvælstof og fosfor.

Hvis reduktion af N-afstrømningen koster 30-50 kr. pr. kg N, vil dette med et forhold på 1: 20 svare til at omkostningerne må være ca. 600-1.000 kr. pr. kg reduceret P-afstrømning. Fosforfokusgruppens opgørelser tyder på, at P-overskuddet kan reduceres ved en omkostning på omkring 2-3 kr. pr. kg reduceret P-overskud (Larsen et al., 2004). Dette betyder, at såfremt mere end 0,5 pct. (3 kr. i pct. af 600 kr.) af P-overskuddet udvaskes, så vil det være hensigtsmæssigt at prioritere en reduktion af fosforudvaskningen. Opgørelsen er dog foretaget med betydelig usikkerhed, hvorfor der er behov for yderligere analyser i relation til valg af virkemidler og deres effekt. Dertil kommer at miljøeffekten af N og P er forskellig i forskellige vandmiljøer.

7.6. Opsamling vedrørende fosforregulering

Det forventes, at en beskeden afgift på fosfor vil fremme et teknologisk skift til brug af fytase og fremme en reel reduktion af foderfosfat. Samtidig vil en afgift have en række små positive afledte effekter på fodersammensætningen. Omfanget af disse effekter vil følge afgiftsniveauet. Det vurderes, at det nuværende skift mod mindre fosforholdig foder og anvendelse af fytase vil fortsætte, selvom der ikke indføres en afgift. En afgift på P i handelsgødning vil fremme omfordeling af P i husdyrgødning og øge incitamentet til etablering af teknologiske løsninger som separation, biogas m.m.

Det vurderes, at en grænse for fosforoverskuddet på 10 kg P vil kræve en omfordeling fra husdyrintensive bedriftstyper omfattende ca. 5 pct. af alt gylle såfremt ændret fodring er implementeret. Omfordelingen vil nok kunne ske inden for landsdelene. Meromkostningerne er begrænsede og udgør ca. 1 mio. kr. eller under 1 kr. pr. kg P i reduceret overskud. Normer synes her at være billigere end afgifter målt i kr. pr. kg P, men der er nogen usikkerhed forbundet med opgørelserne.

Ved en grænse på fosforoverskud på 0 kg P pr. ha bliver det meget svært for en lang række husdyrbedrifter at afsætte husdyrgødningen. Flere bedrifter vil ønske at afsætte husdyrgødning, samtidig med at de bedrifter der ønsker at modtage reduceres væsentligt. Dette tiltag bevirker, at forbruget af P i handelsgødning næsten elimineres. Behovet for gylleseparationsanlæg, vil øges og husdyrproduktionen vil blive reduceret i nogle egne. Omkostningerne er skønsmæssigt vurderet til ca. 350 mio. kr. eller 20 kr. pr. kg P i reduceret overskud. Der er behov for en mere detaljeret analyse såfremt dette virkemiddel ønskes implementeret.

For at reducere omkostningerne kunne kravet om fosforbalance i første omgang målrettes risikoområder med et højt fosfortal. Det må antages, at der herved opnås en hurtigere og større effekt på fosforafstrømningen. En anden mulighed var, at amterne i forbindelse med VVM-screeninger og godkendelser sikrer, at der er fosforbalance på bedriftsniveau (se Appendiks 3). Analysen af de arealrelaterede virkemidler viser, at vådområder også i forhold til fosfor er et relativt billigt virkemiddel, og at virkemidler der hjælpe til at reducere både kvælstof- og fosforafstrømningen kan være meget omkostningseffektive.

Ved krav om fosforbalance vurderes det som næsten umuligt for kommunerne at afsætte slam. Kommunerne betaler i dag allerede en høj pris for udbringning af slam, og et alternativ som forbrænding vil betyde en væsentlig stigning i udgifterne.

Endelig skal det nævnes, at de gevinster der opnås ved fodring i et vist omfang reduceres, såfremt husdyrproduktionen øges. Derfor vil det ved en stigende husdyrproduktion blive sværere at opnå fosforbalance på nationalt niveau, idet fosforudskillelsen fra husdyr, så vil overstige planternes behov. Eksport af fosfor til udlandet vil herefter være nødvendigt for at opnå fosforbalance under danske forhold.

8. Analyse af Odense Fjord opland

I dette kapitel beskrives analyser af omkostningerne ved en reduktion af næringsstof-tilførselen til Odense Fjord oplandet. I kapitlet beskrives først landbrugets indtjening i de forskellige dele af Fyns Amt. Herefter beskrives de økonomiske konsekvenser af virkemidler til reduktion kvælstof og fosfor. Endelig sammenholdes omkostninger med reduktion af udvaskningen og afstrømningen, hvorefter omkostningseffektiviteten beregnes.

8.1. Introduktion

Landbrugsproduktionen i Odense Fjord oplandet omfatter ca. 33 pct. af det samlede landbrugsareal og husdyrproduktion i Fyns Amt (se tabel 8.1). Set i forhold til det samlede landbrugsareal i Danmark udgør oplandet ca. 2,7 pct. Husdyrproduktionen opgjort i dyreenheder i oplandet er fordelt med ca. 59 pct. på svin, ca. 37 pct. på kvæg og 4 pct. på anden husdyrproduktion.

Tabel 8.1. Oversigt over landbrugsproduktionen i Fyns Amt og Odense Fjord oplandet (2001)

	Fyns Amt	Odense Fjord Opland	Oplandets andel af amtet (pct.)
Samlet areal (ha)	378.800	104.600	
- heraf landbrugsareal (ha)	224.400	71.000	32
Samlet husdyrhold (DE)	201.600	62.000	35
- heraf svin (pct.)	49	59	
- heraf kvæg (pct.)	46	37	
Husdyrtryk (DE pr. ha)	0,9	0,9	
Antal bedrifter	ca. 4.700	ca. 1.870	40

Kilder: Danmarks Statistik, Leth-Petersen et al. (2003), Jørgensen et al. (2003a) og Nielsen et al. (2003).

De gennemførte analyser tog fra starten af VMPIII-analyserne udgangspunkt i, at der blev tilført ca. 2.000 tons N og 50 tons P om året til Odense Fjord, svarende til 19 kg N og 0,5 kg P pr. ha fra oplandet. Af kvælstoftilførselen er 68-77 pct. landbrugsbetinget og for fosfor er 43-54 pct. landbrugsbetinget (Nielsen et al., 2003). Der er siden midten af 80'erne sket en samlet reduktion i belastningen af Odense Fjord fra husholdninger, industri og landbrug med 35 pct. for N og 80 pct. for P. Det skønnes, at der i 2003 tilføres ca. 2.100 tons kvælstof afhængig af nedbørmængden og vandafstrømningen det enkelte år. (Nielsen et al., 2004). Det er usikkert, hvilket niveau der

nås efter fuld implementering af VMPII, ligesom niveauet for kvælstoftilførselen i referencetilstanden er usikkert (Nielsen et al., 2004).

Ud fra miljømodelgruppens rapport (fase 1) er det antaget, at der udover fuld implementering af VMPII skal ske en yderligere reduktion af kvælstofbelastningen til Odense Fjord med 1.200 tons N for at opnå en markant forbedring af fjordens tilstand (Nielsen et al., 2003). En sådan reduktion svarer til, at fjorden opnår en økologisk tilstand svarende til referencetilstanden plus 50 pct. for biomassen af makroalger (søsalat). For at illustrere hvilken effekt mindre reduktioner vil have, er der opstillet yderligere to scenarier der svarer til 50 og 25 pct. af ovenstående ændring. De tre scenarier giver således en reduktion på N-afstrømningen på 300, 600 og 1.200 tons N (se tabel 8.2).

Tabel 8.2. Scenarier for Odense Fjord oplandet samt forventet reduktion i N-udvaskning og tilførsel til Odense Fjord

Virkemidler	Reduktion på 300 tons N (scenarie 1)		Reduktion på 600 tons N (scenarie 2)		Reduktion på 1.200 tons N (scenarie 3)	
	Ha	Ton	Ha	Ton	Ha	Ton
Bedre foderudnyttelse		34		34		34
5 pct. (point) skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødning		105				210
10 pct. (point) skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødning				210		
Målrætning af 6 pct. efterafgrøder	4.000	48	4.000	48	4.000	48
Yderligere efterafgrøder					5.000	185
Udtagning af arealer i ådale	1.500	150	2.000	200	2.000	200
Udtagning af arealer til skovrejsning	1.000	50	2.500	125	5.000	250
Nedsat N-norm med 20 pct.						550
SFL-områder	1.000	30	2.000	30	1.000	30
Økologisk jordbrug (28 kg N pr. ha)			2.500	70	5.000	140
Reduceret husdyrhold (10.000 DE, 9,6 kg N/DE)						96
Forsuring af gylle i 20 pct. af alt gylle				38		38
Bioafgasning med yderligere 20 pct. Nedfældning af yderligere 20 pct. gylle						
Samlet areal (ha)	7.500		13.000		22.000	
Reduktion i udvaskning (tons N)		417		785		1.781
Reduktion i tilførsel til Odense Fjord (tons N) (ca. 60 pct. af udvaskningen)		275-300		550-600		1.100-1.200

Bem.: Angivelserne scenarie 1 –3 følger de angivelser der er anvendt i miljømodelrapporten.

Kilde : Leth-Petersen, et al. (2003) og Nielsen et al. (2004).

Da oplandet er præget af lerjord, vil reduktioner i N-udvaskningen hurtigt kunne genfindes i vandløbene, hvorfor den fulde effekt opnås inden 4 år (Nielsen, et al., 2003). Det fremgår endvidere, at reduktionsprocenten (fjernelsen af kvælstof under vandets passage fra rodzone til vandløb) er ca. 51-55 pct. i oplandet, hvorfor det kun er 45-49 pct. af det kvælstof, der forlader rodzonen, som senere når ud i vandløbene (Nielsen, et al., 2004). Reduktionsprocenten varierer fra 40 til ca. 72 pct. mellem de forskellige deloplande til Odense Fjord (Nielsen, et al., 2004).

De analyserede virkemidler omfatter en lang række af de samme virkemidler, som er gengivet i kapitel 6. Der er i den økonomiske analyse ikke gennemført selvstændige regionale omkostningsanalyser af alle de foreslåede virkemidler. I disse tilfælde anvendes nationale estimater. På analysetidspunktet forelå der ikke endeligt validerede estimater for virkemidlernes effekter på N-udvaskningen, hvorfor der som udgangspunkt i denne rapport er anvendt de effekter på udvaskningen, der er angivet i fra scenarierapporten (Leth-Petersen et al., 2003).

Miljømodelgruppen har foretaget en opdeling af alle bedrifter i over 20 kategorier omfattende fire hovedbedriftstyper (blandende brug, kvægbrug, planteavlsbrug og svinebrug, samt ukendte planteavlsbrug). For hver af disse grupper er der lavet en undergruppering udfra antal dyreenheder pr. ha. Denne opdeling anvendes også ved analyse af fosforoverskuddet (Nielsen et al., 2004).

8.2. Driftsøkonomiske resultater for Fyns Amt og Odense Fjord opland

Landbrugsstrukturen og landbrugets driftsøkonomi for Fyns Amt og Odense Fjord opland er beskrevet med brug af otte bedriftstyper og den driftsøkonomiske jordrentemodell, som er beskrevet i afsnit 3.6, samt Fødevareøkonomisk Instituts regnskabsstatistik.

8.2.1. Regnskabsstatistik for Fyns Amt

Det gennemsnitlige areal, antal husdyr, jordrente og landbrugskapital pr. ha er blevet beregnet for i alt 459 driftsregnskaber fra Fødevareøkonomisk Instituts Regnskabsdatabase for Fyns Amt fra perioden 1999-2001. Tabel 8.3 viser nøgletal for fynske driftsregnskaber 1999-2001. På grund af for få driftsregnskaber, er det valgt ikke at vise nøgletal for fynske bedrifter med kartofler (09Kar) og intensivt kvægbrug (11KvI).

Tabel 8.3. Nøgletal for fynske driftsregnskaber 1999-2001

Bedriftstype	Bedrifter	Areal	Kvæg	Øvrige husdyr	Husdyr pr. ha	Jordrente	Kapital
	Antal	Ha	----- DE -----		-- DE pr. ha --	----- Kr. pr. ha -----	
00Oko	15	117	104	3	0,91	2.764	50.024
01Pla	231	91	6	91	1,06	4.156	84.255
02Spc	25	145	4	76	0,55	3.728	70.028
03Fro	39	240	1	38	0,16	3.264	85.422
04Suk	32	158	16	117	0,84	4.287	70.318
10KvE	110	82	109	12	1,46	2.759	100.085

Bedriftstyper omfatter (se tabel 3.3):

00Oko = Økologiske bedrifter.

01Pla = Bedrifter uden specialafgrøder (inkl. svinebedrifter).

02Spc = Bedrifter med specialafgrøder.

03Fro = Bedrifter med frøgræs.

04Suk = Bedrifter med sukkerroer.

09Kar = Bedrifter med kartofler.

10Kve = Kvægbedrifter (moderat andel grovfoder).

11Kvl = Kvægbedrifter med meget grovfoder.

Bem.: På grund af for få driftsregnskaber, er det valgt ikke at vise nøgletal for fynske bedrifter med kartofler (09Kar) og intensivt kvægbrug (11Kvl).

Kilde: Fødevareøkonomisk Instituts regnskabsstatistik.

Det fremgår af tabellen, at der er flest fynske driftsregnskaber (231) for bedriftstypen uden specialafgrøder (01Pla). I denne gruppe er der i gennemsnit et landbrugsareal på 91 ha, 6 DE kvæg, 91 DE andre husdyr (typisk svin), svarende til 1,06 DE pr. ha. Gruppen havde en jordrente på 4.156 kr. pr. ha og en landbrugskapital, der inkluderer jord, bygninger, inventar og besætning, på 84.255 kr. pr. ha. Den højeste jordrente (4.287 kr. pr. ha) blev opnået for bedrifterne med sukkerroer (04Suk), og den laveste jordrente (2.764 kr. pr. ha) blev opnået for de økologiske bedrifter (00Oko).

For kommunerne i Fyns Amt er den estimerede jordpris for år 2000 i gennemsnit 78.000 DKK pr. ha med en spredning på 15.000 kr. pr. ha. Glamsbjerg kommune er billigst med ca. 46.000 kr. ha og Nørre Åby er dyrest med ca. 109.000 kr. pr. ha. For kommunerne i Fyns Amt er jordpriserne i perioden 1996-2001er steget med i gennemsnit 7.625 kr. pr. ha pr. år. Tabel 8.4 viser estimerede jordpriser for kommunerne i Fyns Amt.

Det har stor betydning for beregning af jordrenten, at jordpriserne er fastsat med størst mulig sikkerhed (jf. afsnit 3.6). Såfremt jordværdien er overvurderet med fx 50.000 kr. pr. ha, vil bedriftens jordrente, ved en forrentning af landbrugskapitalen med 4 pct. p.a., blive overvurderet med 2.000 kr. pr. ha.

Tabel 8.4. Estimerede jordpriser for kommunerne i Fyns Amt

Kommune	Jordpris	Kommune	Jordpris	Kommune	Jordpris
Assens	65.829	Marstal	60.486	Sydlangeland	47.854
Bogense	70.712	Middelfart	70.615	Søndersø	64.543
Brøby	66.071	Nyborg	78.442	Tommerup	64.908
Egebjerg	61.563	Nørre-Åby	108.700	Tranekær	70.946
Ejby	73.066	Odense	62.058	Ullerslev	94.102
Fåborg	73.387	Otterup	69.973	Vissenbjerg	54.325
Glamsbjerg	46.553	Ringe	79.038	Årslev	80.514
Gudme	84.068	Rudkøbing	81.433	Årup	67.106
Hårby	99.841	Ryslinge	79.687	Ærøskøbing	51.015
Kerteminde	73.934	Svendborg	71.058	Ørbæk	70.557
Langeskov	49.105				

Kilde: Fødevarøkonomisk Instituts Regnskabsdatabase.

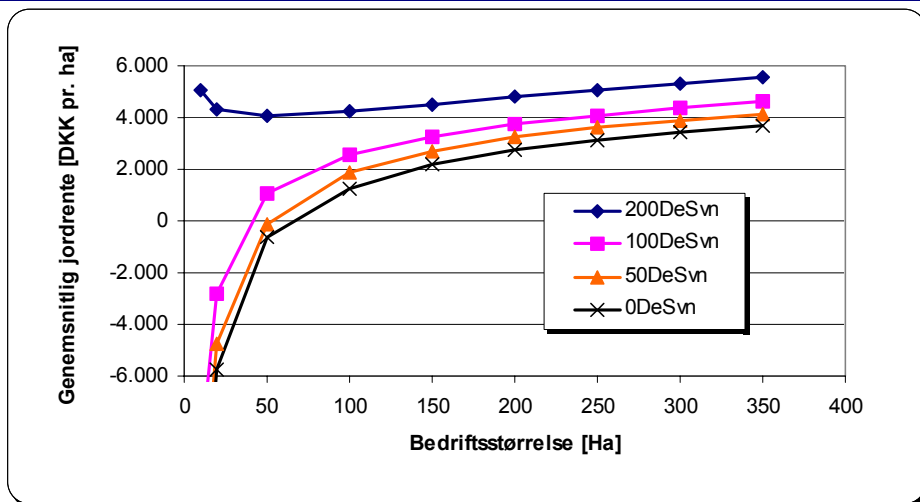
8.2.2. Jordrente og indtjening under forskellige forhold

De driftsøkonomiske analyser af indtjeningen på landbrugsbedrifterne på Fyn og i oplandet til Odense Fjord, samt de driftsøkonomiske analyser af udtagning af jord, husdyr og bedrifter i forbindelse med fx en skovrejsning er baseret på en række modelberegninger. Disse modeller er udviklet til brug for de driftsøkonomiske analyser i forbindelse med udredningen af Vandmiljøplan III.

De benyttede driftsøkonomiske modeller inddrager som noget nyt bedriftsstørrelsen og husdyrintensiteten i lokalområdet som en væsentlig forklarende faktor for bedrifternes økonomi.

Figur 8.1 viser den modelberegnete jordrente. Det fremgår af figuren, at jordrenten er stigende med et stigende areal. For bedrifter med mindre end 200 DE husdyr er jordrenten negativ indtil et areal på ca. 70 ha. Ved større arealer stiger jordrenten til over 3.000 pr. ha. Det fremgår også, at jordrenten stiger med et stigende husdyrhold. For de mindste bedrifter kræver det et husdyrhold på op imod 200 DE svin at opretholde en positiv jordrente. Ved en bedriftsstørrelse på 150 ha medfører et husdyrhold på 100 DE en stigning i jordrenten på godt 1.000 kr. ha, mens 200 DE vil hæve jordrenten med 2.000 kr. pr. ha.

Figur 8.1. Modelberegnet jordrente



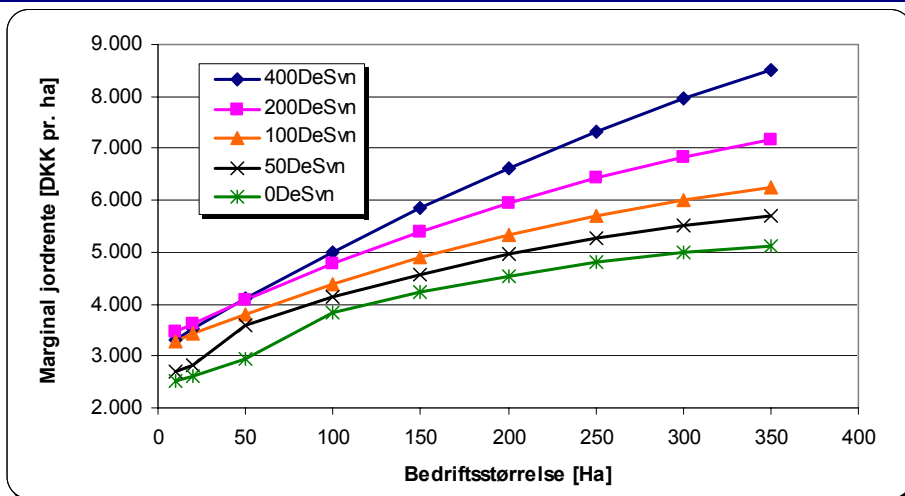
Bem.: Areal er ejet og forpagtet areal excl. gylleaftaler.

Kilde: Egne beregninger.

Figur 8.2 viser modelberegnet marginal jordrente. Det fremgår af figuren, at den marginale jordrente er stigende med stigende areal og stigende husdyrhold. For de mindste bedrifter med få husdyr ligger den marginale jordrente på omkring 2.500 kr. pr. ha. Ved en bedriftsstørrelse på 150 ha er den marginale jordrente steget til mellem 4.000 og 6.000 kr. pr. ha afhængigt af husdyrholdets størrelse.

Jordrenten udtrykker de forpagtningsafgifter og jordpriser bedrifterne kan præstere. Det betyder, at en bedrift på 100 ha uden husdyr kan betale en forpagtningsafgift på 4.000 kr. ha svarende til en jordpris på godt 80.000 kr. pr. ha. De store husdyrbedrifter kan som det fremgår af figuren betale væsentlig mere.

Figur 8.2. Modelberegnet marginal jordrente

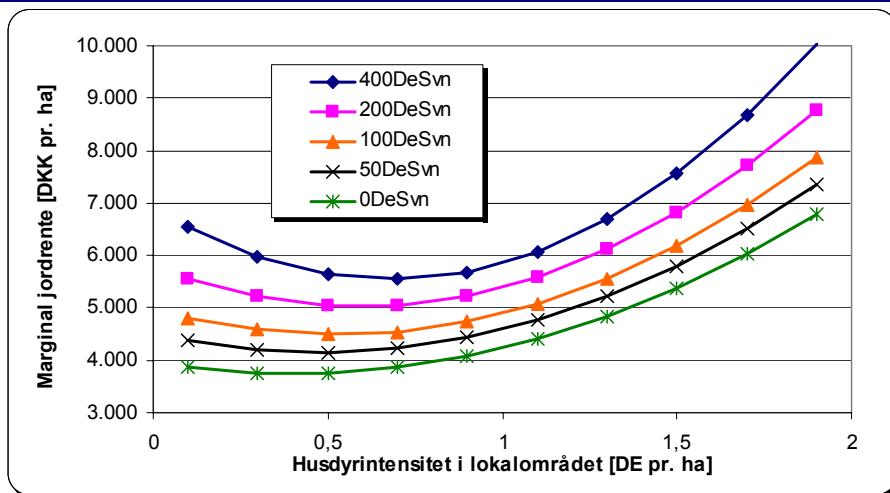


Kilde: Egne beregninger.

Ovenstående beregninger, beskrivelser og fortolkninger er foretaget under forudsætning af, at bedrifterne ikke skifter bedriftstype som følge af ændringer i størrelsen af det dyrkede areal og husdyrholdet, og under forudsætning af en konstant husdyrintensitet hos nabobedrifterne på 1 DE pr. ha. I det følgende skal det demonstreres, hvorledes husdyrintensiteten i lokalområdet påvirker den marginale jordrente og den marginale indtjening pr. dyreenhed (DE) for en bedrift på 150 ha.

Figur 8.3 viser modelberegnet jordrente for en bedrift på 150 ha. Det fremgår af figuren, at den marginale jordrente i høj grad er påvirket af husdyrintensiteten i lokalområdet. For bedriften uden husdyr stiger den marginale jordrente fra knapt 4.000 kr. pr. ha ved husdyrintensitet i lokalområdet på 0,5 DE til godt 6.000 kr. pr. ha ved en husdyrintensitet i lokalområdet på omkring 1,75 DE pr. ha. Denne stigning kan forklares med, at bedriften bliver betalt for at modtage gylle og sparer omkostninger til indkøb og udbringning af handelsgødning.

Figur 8.3. Modelberegnet marginal jordrente for en bedrift på 150 ha



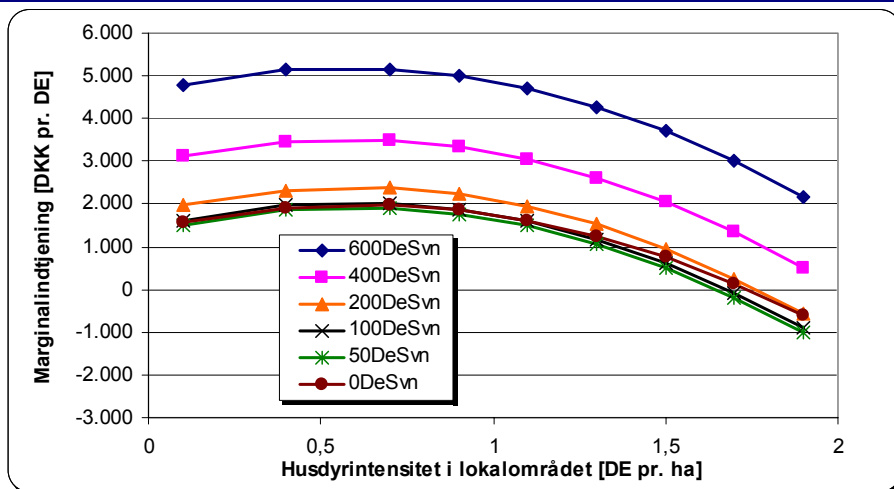
Kilde: Egne beregninger.

En øget husdyrintensitet i lokalområdet medføre derfor ifølge figuren, en væsentlig stigning i de forpagtningsafgifter og jordpriser bedrifterne kan præstere - uanset om bedrifterne har husdyr eller ej. Når også bedrifter uden husdyr har en høj jordrente, skyldes det gevinster ved at ligge nær husdyrbedrifter, bl.a. i form af billig gødning. For de største husdyrhold viser figuren imidlertid også, at der er en større marginal jordrente i områder, der er stort set fri for husdyr end i områder med en mere moderat husdyrintensitet.

Husdyrintensiteten i lokalområdet vil ikke kun have betydning for jordrenten, men vil også påvirke rentabiliteten i husdyrholdet. Til at belyse dette forhold kan det være nyttigt at beregne en marginal "jordrente" pr. DE ved et fastholdt areal. Dette nøgletal vil i det følgende blive omtalt som den marginale indtjening pr. DE.

Figur 8.4 viser modelberegnet marginal indtjening pr. DE for bedrift på 150 ha.

Figur 8.4. Modelberegnet marginal indtjening pr. DE for bedrift på 150 ha



Kilde: Egne beregninger.

Det fremgår af figuren, at den marginale indtjeningen pr. DE i høj grad er påvirket af husdyrintensiteten i lokalområdet. Den største marginalindtjening bliver opnået ved en husdyrintensitet i lokalområdet på op til 0,7 DE pr. ha. Ved en husdyrintensitet på op imod 2,0 DE pr. ha reduceres marginalindtjeningen med godt 3.000 kr. pr. DE. Analysen indikerer, at der er væsentlige størrelsesøkonomiske fordele ved besætningsstørrelser på mere end 200 DE.

Ved en udtagning af husdyr på markeds-mæssige vilkår vil det i høj grad være den marginale indtjening pr. DE, der vil være bestemmende for, hvad det koster at reducere husdyrproduktionen. Figuren indikerer, at DE fra de mindste besætninger og DE fra de mest husdyrintensive områder vil være, hvor det er billigst at reducere husdyrproduktionen.

I takt med, at der fjernes/opkøbes DE, vil husdyrintensiteten mindske, og de næste DE vil dermed blive dyrere. De næste/sidste dyreenheder vil således koste op imod 5.000 kr. pr. DE. Ved en meget stor udtagning vil de sidste bedrifter med husdyr være store bedrifter med store besætninger, men ved en marginal udtagning af husdyr kan

det imidlertid forventes, at også de største, mest effektive besætninger i de mest husdyrintensive områder kan tilbyde relativt billige DE.

8.2.3. Driftsøkonomisk opregning for Fyn

Med brug af de driftsøkonomiske modeller og diverse GIS-data fra blandt andet Danmarks JordbrugsForskning (DJF) er der beregnet jordrente og landbrugskapital m.v. for alle fynske bedrifter. Ved de driftsøkonomiske modelberegninger af fx. bedrifternes jordrente, beregnes der et gennemsnit for årene 1999-2001. De enkelte bedrifters bonitet er bestemt ved at sammenholde markblokke med et bonitetskort for Fyn. De bedrifter der har jord i markblokken deles ligeligt om blokkens boniteter. En bedrift, der dyrker 30 pct. af arealet i en markblok, får således også 30 pct. af markblokkens lerjord. Ved bestemmelse af husdyrintensiteten er det antaget, at husdyrene er fysisk placeret på bedriftens hovedadresse. I beregningerne bliver de bedrifter - med eller uden husdyr eller jord - som er placeres på én og samme adresse, dvs. koordinat, regnet som én bedrift. Kun bedrifter med husdyr eller mere end 1 ha jord er i øvrigt medregnet i de følgende analyser. Tabel 8.5 viser de opregnede nøgletal for bedrifterne i Fyns Amt.

Tabel 8.5. Driftsøkonomiske nøgletal for de analyserede bedriftstyper i Fyns Amt (total)						
Bedriftstype	Bedrifter	Areal	Kvæg	Øvrige husdyr	Sukkerroer	Frøgræs
	-- Antal --	- Ha -	-----DE -----		----- Ha -----	
00Oko	195	7.598	1.882	1.352	90	639
01Pla	3.588	97.803	11.957	88.697	3.958	1.801
02Spc	155	17.405	582	7.405	1.470	1.881
03Fro	309	32.081	671	14.722	1.255	8.307
04Suk	297	17.586	2.131	15.277	3.831	322
09Kar	20	1.149	13	511	57	25
10KvE	940	41.527	53.402	6.897	1.815	548
11KvI	187	5.809	12.149	414	102	4
Alle	5.691	220.958	82.786	135.275	12.578	13.528

Kilde: Beregninger med den driftsøkonomiske jordrentemodel.

Det fremgår af tabellen, at bedrifterne uden specialafgrøder (01Pla) udgør den største gruppe (3.588 bedrifter) af bedrifter på Fyn. Denne gruppe dyrker tilsammen et areal på 97.000 ha af de i alt 220.000 ha i Fyns Amt. Af alle 82.000 dyreenheder kvæg i Fyns Amt, er de 53.000 placeret på bedriftstypen med en moderat andel grovfoder (10KvE), mens 88.000 af de 135.000 dyreenheder (primært svin) i Fyns Amt er place-

ret på bedriftstypen uden specialafgrøder (01Pla). Det fremgår også af tabellen, at bedrifterne uden specialafgrøder tilsammen dyrker det største areal med sukkerroer, eller i alt 3.900 ha ud af i alt 12.578 ha med sukkerroer på Fyn.

Tabel 8.6 viser de modelberegnete nøgletal for bedrifterne i Fyns Amt. Det fremgår af tabellen, at bedrifterne med specialafgrøder (02Spc, 03Fro og 04Suk) dyrker de største arealer med et gennemsnit på henholdsvis 112, 104 og 59 ha. Det fremgår også, at kvægdyreenhederne primært er placeret på bedriftstyperne med grovfoder (01KvE og 11KvI) med ca. 60 DE pr. bedrift, mens de øvrige dyreenheder (primært svin) er placeret på de øvrige bedrifter med mellem 30 og 60 DE pr. bedrift.

Tabel 8.6. Modelberegnete driftsøkonomiske nøgletal for bedrifterne i Fyns Amt opgjort pr. bedrift

Bedriftstype	Bedrifter	Areal	Kvæg	Øvrige husdyr	Jordrente	Landbrugs-kapital	Arbejds-kraft	Sukkerroer	Frøgræs
	Antal	Ha	-- DE pr. bedrift --		----- DKK pr. ha -----		Timer./ha	Pct.	Pct.
00Oko	195	39	10	7	-2.430	90.758	40	1	8
01Pla	3.588	27	3	25	-1.745	115.403	51	4	2
02Spc	155	112	4	48	-1.963	95.301	32	8	11
03Fro	309	104	2	48	4.236	98.829	19	4	26
04Suk	297	59	7	51	398	111.317	44	22	2
09Kar	20	57	1	26	934	98.800	39	5	2
10KvE	940	44	57	7	739	122.778	61	4	1
11KvI	187	31	65	2	-1.281	151.693	77	2	0
Alle bedrifter	5.691	39	15	24	-254	112.495	47	6	6

Kilde: Egne beregninger.

Bedrifterne med en stor andel frøgræs (03Fro) har den største modelberegnete jordrente (4.236 kr. pr. ha), mens de økologiske bedrifter (00Oko) har den laveste modelberegnete jordrente (-2.430 kr. pr. ha). Bedrifterne med en stor andel grovfoder har det største timeforbrug (77 timer pr. ha), mens bedrifterne med en stor andel frøgræs har det mindste timeforbrug (19 timer pr. ha).

Tabel 8.7 viser modelberegnet jordrente grupperet efter bedriftenes antal DE pr. ha. Det fremgår af tabellen, at jordrenten for de enkelte bedriftstyper i høj grad er påvirket af størrelse af bedriftenes husdyrhold. Den højeste gennemsnitlige jordrente (7.945 kr. pr. ha) er opnået på bedrifterne med en stor andel frøgræs ved med mere end 1,5 DE pr. ha, mens den laveste jordrente (-11.000) er beregnet for intensive kvægbrug (11KvI) ved mindre end 0,5 DE pr. ha.

Tabel 8.7. Modelberegnet jordrente grupperet efter bedrifternes antal DE pr. ha

Bedriftstype	Bedrifter	< 0,5	0,5-1	1-1,5	>1,5
	Antal	----- DKK pr. ha -----			
00Oko	195	-4.059	-2.279	1.728	4.687
01Pla	3.588	-3.404	1.499	-108	-808
02Spc	155	-2.469	-1.776	-2.452	1.917
03Fro	309	3.318	5.287	5.135	7.945
04Suk	297	-2.596	1.139	2.188	4.234
09Kar	20	903	-33	3.149	-449
10KvE	940	-6.075	506	1.626	2.452
11KvI	187	-11.833	-7.053	-2.676	938
Alle bedrifter	5.691	-2.007	1.183	923	1.599

Kilde: Egne beregninger.

For alle bedrifterne i Fyns Amt, er der en negativ jordrente (-2.007 kr. pr. ha) for bedrifterne med mindre end 0,5 DE pr. ha, mens bedrifterne med flere husdyr pr. ha alle har opnået en positiv jordrente (923 til 1.599 kr. pr. ha).

Tabel 8.8 viser modelberegnet jordrente grupperet efter bedrifternes areal. Det fremgår af tabellen, at den modelberegnete jordrente i høj grad er påvirket af størrelsen af bedrifternes landbrugsareal. For alle bedriftstyperne er der opnået en negativ jordrente ved arealer på mindre end 50 ha. Ved et stigende areal øges den gennemsnitlige jordrente. Kun for de intensive kvægbrug (11KvI) og de økologiske bedrifter (00Oko) topper jordrenten i intervallet mellem 100 og 150 ha. Ved et større arealer reduceres jordrenten på disse to bedriftstyper.

Tabel 8.8. Modelberegnet jordrente grupperet efter bedrifternes areal

Bedriftstype	Bedrifter	< 50 ha	50-100 ha	100-150 ha	>150 ha
	Antal	----- DKK pr. ha -----			
00Oko	195	-10.601	1.079	1.301	398
01Pla	3.588	-12.000	1.581	3.361	5.645
02Spc	155	-6.671	-3.160	-1.659	-1.169
03Fro	309	-70	4.363	5.686	4.675
04Suk	297	-5.976	197	1.128	5.326
09Kar	20	-9.907	-475	1.243	7.882
10KvE	940	-5.273	2.340	3.426	4.359
11KvI	187	-5.091	2.552	3.491	1.172
Alle bedrifter	5.691	-9.005	1.743	2.789	3.951

Kilde: Egne beregninger.

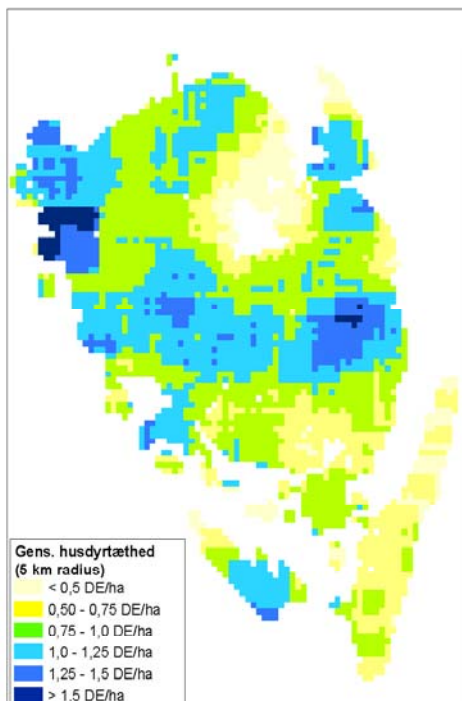
8.2.4. Driftsøkonomisk kortlægning af Fyn

På baggrund af de driftsøkonomiske beregninger for landbrugsbedrifterne i Fyns Amt er der udarbejdet en række temakort. Formålet med kortlægningen har været at af-dække den geografiske variation i indtjening m.v. Dette giver et forbedret grundlag for at designe målrettede omkostningseffektive virkemidler samt fingerpeg om, i hvilke områder bedrifterne vil være mest interesserede i at indgå i frivillige ordninger om reduktion af dyrkningsintensiteten mod compensation. Kortene er såkaldte grid-kort, hvor fx den gennemsnitlige jordrenten er beregnet for celler eller ”grids” á 1 x 1 km, svarende til 100 ha. Ved brug af denne teknik er det dels muligt at få større overblik, idet der beregnes lokale vægtede gennemsnit, dels er det vanskeligt at identificere enkelte bedrifter. De største bedrifter vil i forskellige sammenhænge altid kunne udpeges uanset, hvordan kortet genereres. Det er i den forbindelse vigtigt at understrege, at kortene kun viser modelberegnedede gennemsnit. På alle de følgende kort er værdierne i de enkelte grise beregnet i forhold til landbrugsarealet i de enkelte grids. På grund af fx skove, bebyggelser og vandområder kan arealet med landbrugsjord variere fra 1 ha til 100 ha i de enkelte grids. Grids helt uden landbrugsjord vil være vist uden signatur.

Det fremgår af figur 8.5, at husdyrproduktionen er koncentreret i en fem til seks områder med en meget høj husdyrintensitet. Kortet viser husdyrintensiteten, når husdyrene fordeles i en radius på 5 km. De største intensiteter er beregnet for området Middelfart - Nørre-Åby -Ejby, for et område sydvest for Odense (Tommerup) samt et område sydvest for Nyborg (Ørbæk).

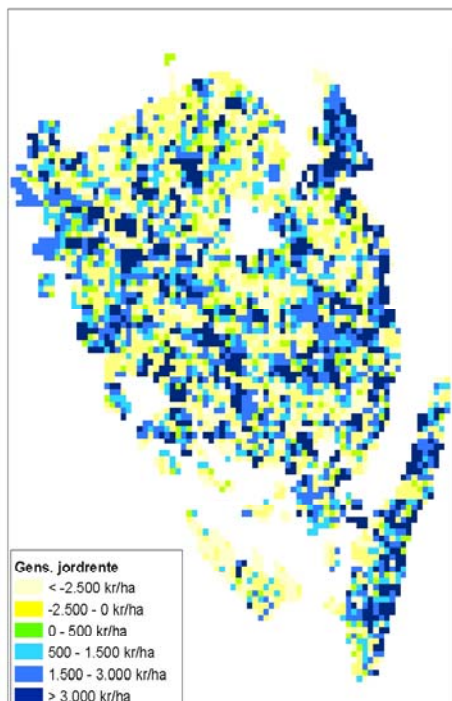
Figur 8.6 viser, at jordrenten varierer meget fra lokalitet til lokalitet og fra grid til grid. De høje jordrenter opnås i området omkring Assens (sukkerfabrik), områderne med en høj husdyrintensitet samt områderne med lerjord tæt på Storebælt. Dette indikerer, at områder med sukkerroekvoter (uanset bonitet), en stor husdyrproduktion og muligheden for at dyrke kvalitetsfrøgræs i høj grad er styrende for jordrenten i de enkelte lokalområder.

Figur 8.5. Husdyrintensitet ved fordeling i en radius på 5 km



Kilde: Det Centrale Husdyrregister (CHR), Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og egne beregninger.

Figur 8.6. Modelberegnet gennemsnitlig jordrente (DKK pr. ha)

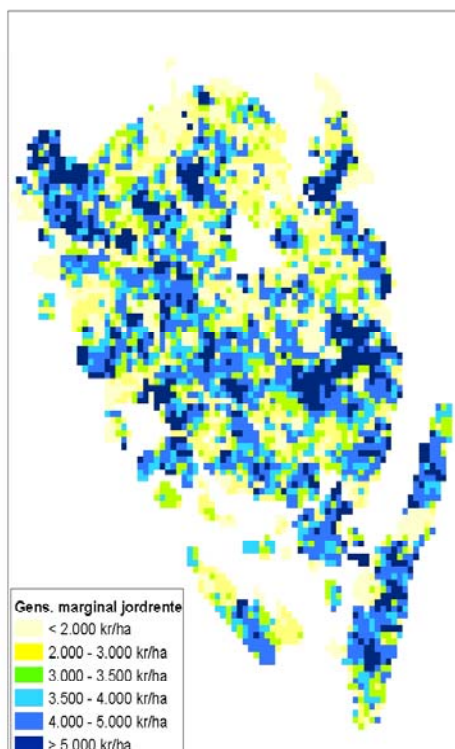


Kilde: Det Centrale Husdyrregister (CHR), Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og egne beregninger.

Det fremgår af figur 8.7, at også den marginale jordrente varierer fra lokalitet til lokalitet. Når den marginale jordrente sammenholdes med den gennemsnitlige jordrente, jf. figur 8.6 og husdyrintensiteten, falder det i øjnene, at det stort set kun er områderne med en høj husdyrintensitet, der både har en høj gennemsnitlig jordrente og en høj marginal jordrente. Områderne med sukkerroer kan således, på trods af en god indtjening pr. ha, ikke forventes at præstere de højeste jordpriser i Fyns Amt. Den forholdsvis lave marginale jordrente for områder med sukkerroer kan hænge sammen med, at en bedrift med sukkerroer, som i beregningerne får en ekstra hektar jord, ikke samtidig får en større sukkerroekvote.

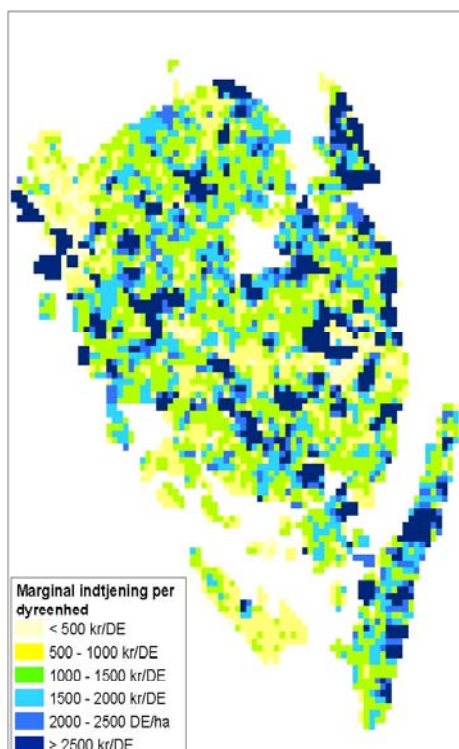
Det fremgår af figur 8.8, at den mindste marginale indtjening pr. dyreenhed er beregnet for størstedelen af områderne med den største husdyrintensitet og de højeste marginale jordrenter. Ved et opkøb af produktionsrettigheder for husdyr på markedsvilkår, viser kortet, at de billigste første dyreenheder vil blive udbudt i området ved Middelfart og Nørre-Åby samt i området vest for Nyborg.

Figur 8.7. Modelberegnet marginal jordrente (DKK pr. ha)



Kilde: Det Centrale Husdyrregister (CHR),
Danmarks JordbrugsForskning (DJF)
og egne beregninger.

Figur 8.8. Modelberegnet marginal indtjening (jordrente) (DKK pr. DE)



Kilde: Det Centrale Husdyrregister (CHR),
Danmarks JordbrugsForskning (DJF)
og egne beregninger.

8.3. Gødningsrelaterede virkemidler

Beskrivelsen af de gødningsrelaterede virkemidler følger den gennemgang, der er foretaget i kapitel 6, men niveauerne er anderledes, da disse kun omfatter Odense Fjord oplandet. Miljøkonsekvenserne af virkemidlerne for kvælstofudvaskning tager ud-

gangspunkt i scenarierapportens estimater (Leth-Petersen et al., 2003). Retention af kvælstof antages at være 50 pct., hvorfor det kun er 50 pct. af reduktionen af N-udvaskningen, der kommer Odense Fjord til gode (se i øvrigt Nielsen et al., 2004).

8.3.1. Bedre foderudnyttelse

Dette virkemiddel implementeres over en årrække, og det forventes ikke at betyde meromkostninger for erhvervet. I Jørgensen et al (2003) er effekten på kvælstofudvaskningen estimeret ud fra den forventede nationale effekt på 11.500 tons N af forbedret foderudnyttelse, hvilket giver en reduktion i N-udvaskningen på 1.800 tons N. Da der i Odense Fjord oplandet er ca. 62.000 DE svarende til 2,5 pct. af det nationale husdyrhold, beregnes effekten til ca. 45 tons N i reduceret N-udvaskning.

8.3.2. Efterafgrøder (omplacering og udvidelse)

Der er i scenarierapporten angivet, at der skal ske en omplacering af 4.000 ha efterafgrøder i alle tre scenarier, og at der i scenario 3 skal ske en yderligere udlægning af efterafgrøder på 5.000 ha (Leth-Petersen et al., 2003). Det er ikke nærmere angivet hvilke sædskifter og bedrifter der tænkes berørt, men det er tanken, at der flyttes efterafgrøder fra plantebedrifter til kvæg- og svinebedrifter.

De økonomiske analyser er gennemført ved hjælp af den driftsøkonomiske planteavlsmode (DØP II), som er en bedriftsøkonomisk optimeringsmodel, der tidligere har været anvendt i Bicheludvalget (Ørum, 2003) og ved oplandsanalyserne for Ringkøbing Fjord (Abildtrup et al., 2004). Analyserne er kun gennemført for plante- og svinebedrifter.

Det er i analyserne antaget, at efterafgrøder på svinebedrifter på sandjord kan optage 48 kg N pr. ha, mens de på planteavlsbedrifter på lerjord kun kan optage 24 kg N pr. ha. Det er også antaget, at kvælstofnormerne reduceres med 12 kg N pr. ha svarende til de gældende regler. Analyserne viser, at det for bedrifter med sukkerroer er optimalt at anvende 15 pct. efterafgrøder, og at der på bedrifter med grovsandet jord er optimalt at benytte 7 og 24 pct. efterafgrøder. Den højeste andel på bedrifter hvor gyllen nedfældes. Analyserne viser endvidere, at yderligere normsænkninger vil gøre det optimalt at øge efterafgrødearealet i sædskiftet på sandjord. Endvidere viser beregningerne, at det selv ved store normsænkninger ikke er optimalt at have efterafgrøder på lerjord.

Omkostningerne ved tvungne efterafgrøder i sædskiftet varierer en del fra bedriftstype til bedriftstype. De marginale omkostninger ved efterafgrøder er ved et krav på 10 pct. mellem 0 og 345 kr. pr. ha. Lavest for bedrifter med sukkerroer og højest for bedrifter på lerjord. Ved et krav om 30 pct. efterafgrøder stiger marginalomkostningen til 111-720 kr. pr. ha. Omkostningen er lavest for bedrifter på grovsandet jord og højest for bedrifter på lerjord.

I analysen er det antaget, at omfordeling af de eksisterende efterafgrøder kan ske uden ekstra omkostninger, mens yderligere 5.000 ha med efterafgrøder vil koste 250 kr. pr. ha, svarende til estimerne på nationalt niveau. Miljøeffekten af efterafgrøder tager ligeledes udgangspunkt i de nationale estimer, idet omplacering af efterafgrøder antages at reducere udvaskningen med 12 kg. N pr. ha og yderligere 5.000 ha med efterafgrøder vil betyde en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 37 kg N pr. ha med efterafgrøde.

8.3.3. Reduktion af husdyrholdet

I følge scenarierapporten reduceres husdyrholdet med 10.000 DE i oplandet i scenario 3 (Leth-Petersen et al, 2003). Der er ikke taget stilling til hvilke bedrifter, der reducerer deres husdyrhold. Reduktion i husdyrholdet kan ske på forskellige måder. Enten kan hele bedrifter købes ud, så de ikke længere har husdyrproduktion eller reduktionen af husdyrproduktionen sker uden, at produktionen ophører fuldstændigt. I den økonomiske analyse er det antaget, at bedrifterne reducerer deres husdyrhold med 25 pct. på de bedrifter, hvor reduktionen er forbundet med laveste tab i indtjening. En reduktion af husdyrholdet på 25 pct. på alle de bedrifter, som har arealer i oplandet, svarer til en reduktion af husdyrholdet med 25.000 DE.

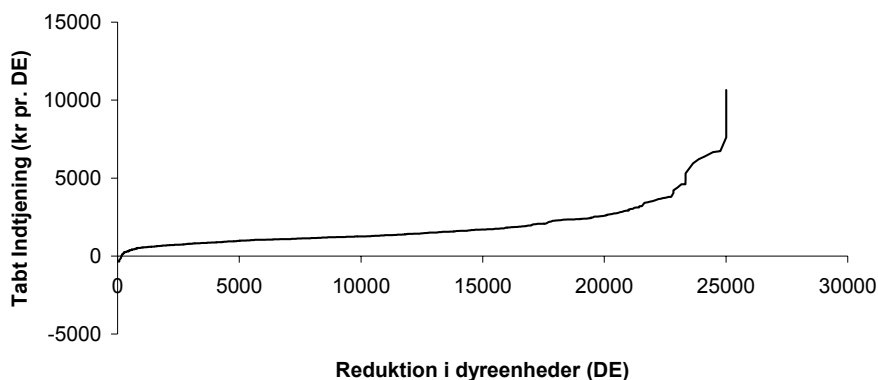
Omkostningerne ved reduktion af husdyrholdet er beregnet ud fra den gennemsnitlige marginale indtjening af en DE for de enkelte bedrifter med jord i oplandet. Den gennemsnitlige marginale indtjening af en dyreenhed er beregnet som gennemsnittet af den marginale indtjening af en dyreenhed i bedriftenes udgangssituation og den marginale indtjening af en dyreenhed efter bedriftenes husdyrhold er reduceret med 25 pct. Beregningerne er gennemført med den driftsøkonomiske model beskrevet i afsnit 3.6.

Reduktionen i husdyrholdet vil også betyde en reduktion i kapitalbehovet, kravet til stalddrugsplads reduceres. Hvis reduktionen i husdyrholdet sker med en kort tidsfrist vil bedrifterne stå med overflødig stalddrugsplads, som ikke er fuldt afskrevet. De vil kun i

begrænset omfang være muligt at realisere værdien af den overflødige kapacitet. Beregningerne er derfor også gennemført med en antagelse om, at kun 50 pct. af den overflødige kapacitet kan realiseres. Den tabte kapital er omregnet til årlige omkostninger med en kalkulationsrente på 4 pct. Figur 8.9 viser de marginale omkostninger ved udtagning af husdyr i Odense Fjord opland.

I figur 8.9 er den gennemsnitlige marginale indtjening per dyreenhed vist for alle bedrifter med husdyr i oplandet. Bedrifterne er organiseret på den måde, at bedrifterne som har de laveste marginalomkostninger er vist først og derefter bedriften med de næstlaveste omkostninger osv. I alt har 1.134 bedrifter med husdyr arealer i oplandsområdet, og disse bedrifter har til sammen 100.000 DE. Nogle af disse bedrifter har kun mindre dele af deres areal beliggende inden for oplandsområdet.

Figur 8.9. Marginalomkostning ved udtagning af husdyr i Odense Fjord opland



Kilde: Egne beregninger.

I tabel 8.9 er de samlede omkostningerne samt de gennemsnitlige omkostninger pr. dyreenhed beskrevet ved en reduktion af husdyrholdet med 10.000 henholdsvis 25.000 DE. Hvis det inkluderes, at kun halvdelen af den overflødiggjorte kapital kan realiseres er gennemsnitsomkostningen 1.616 kr. pr. DE ved udtagning af de første 10.000 DE og 2.603 kr pr. DE ved udtagning af 25.000 DE. De tilsvarende beløb, hvis reduktionen sker over en lang tidshorisont, er 905 kr. pr. DE henholdsvis 1.978 kr pr. DE, idet det antages, at der ikke vil være overflødig uafskrevet produktionskapacitet ved gennemførsel af virkemidlet.

Ved reduktion af oplandets husdyrhold reduceres husdyrtætheden. Dette betyder for planteavlsbedrifter, at de mister indtjening, mens husdyrbedrifter øger deres indtjening ved husdyrproduktion. Der er i ovenstående beregninger alene indregnet tabet i indtjening for de bedrifter, som reducerer deres husdyrhold, mens konsekvenserne af ændret husdyrtæthed for nabobedrifter ikke er indregnet. Konsekvenserne af dette vurderes her at være begrænsede.

Den forventede reduktion i udvaskningen ved fjernelse af en dyreenhed er estimeret til 10,8 kg N pr. DE i scenario 3 (Jørgensen et al. 2003). Det er antaget, at der suppleres med handelsgødning til kompensation for den mindre tildeling af husdyrgødning, og at udnyttelsen af husdyrgødning er øget med 10 pct. i scenariet. Endvidere er den reducerede udvaskning som følge af reduceret ammoniakemission indregnet. Dette betyder, at omkostningen ved reduktion af husdyrholdet med 10.000 DE koster 84 kr. pr. kg reduceret N-udvaskning, hvis der ikke regnes med tabt kapital og 150 kr. pr. kg N, hvis der regnes med tabt kapital. Der er således tale om et forholdsvis dyrt virkemiddel.

Tabel 8.9. Omkostninger ved reduktion af husdyrholdet i Odense Fjord opland

Reduktion i husdyr (DE)	Inkl. ikke-realiserede kapitalomk. (mio. kr.)	Ekskl. ikke-realiserede kapitalomk. (kr./DE)	Ekskl. ikke-realiserede kapitalomk. (mio. kr.)	Ekskl. ikke-realiserede kapitalomk. (kr./DE)
10.000	16,2	1.616	9,1	905
25.000	65,1	2.603	49,5	1.978

Kilde: Egne beregninger.

8.4. Arealrelaterede virkemidler

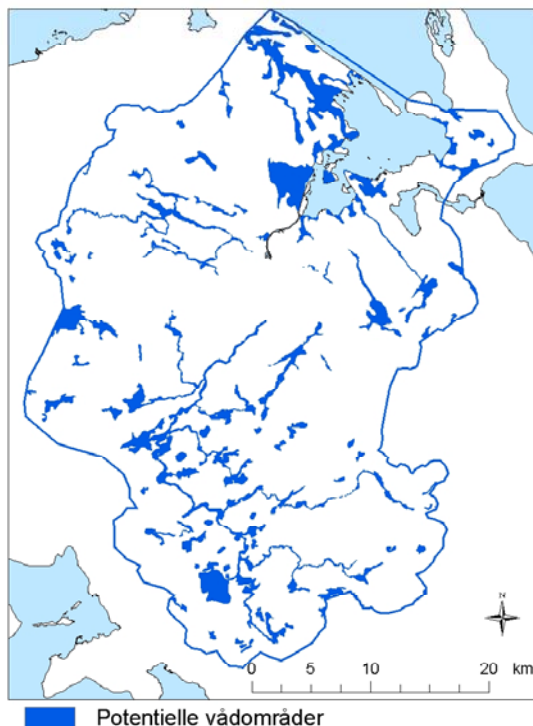
8.4.1. Udtagning til vådområder

Der er ved udtagning af vådområder taget udgangspunkt i Fyns Amts klassificering af vådbundsarealer i 1890. Det udvalgte areal er på 12.100 ha, men det maksimale areal relateret til landbrug m.m. er i dag ca. 7.910 ha, hvoraf 1.001 ha er brakarealer (Nielsen et al., 2004). I den økonomiske analyse indgår imidlertid kun 6.145 ha af det udpegede område, da der ikke er produktionsoplysninger i GLR (Generelle Landbrugsregister) for de øvrige arealer.

I figur 8.10 er de potentielle vådområder i Odense fjord opland skitseret. I hvilken udstrækning det i praksis vil være muligt at gennemføre projekterne, er ikke fuldt afkla-

ret, da dette vil kræve en inspektion af de enkelte arealer for at vurderer, om det vil være muligt at gennemføre omlægningen.

Figur 8.10. Potentielle vådområder i Odense fjords opland



Kilde : Nielsen et al., 2004 og temakort fra DHI.

I alt vil 905 bedrifter skulle afgive arealer til vådområder, hvis alle de potentielle vådområdeprojekter gennemføres.

Der er her alene beregnet omkostningerne ved udtagning af landbrugsjord til vådområder. Der er således ikke beregnet etableringsomkostninger eller taget hensyn til, at nogle af arealerne vil kunne benyttes til ekstensiv afgræsning efter omlægningen.

Som udgangspunkt er den driftsøkonomiske omkostning ved udtagning af arealer beregnet som reduktionen i jordrenten. For bedrifter, som lægger jord til vådområder, er

jordværdien beregnet for bedriften som helhed før udtagningen og efter, at arealerne til vådområder er udtaget. Differencen er omkostningen ved udtagning af arealer til vådområder.

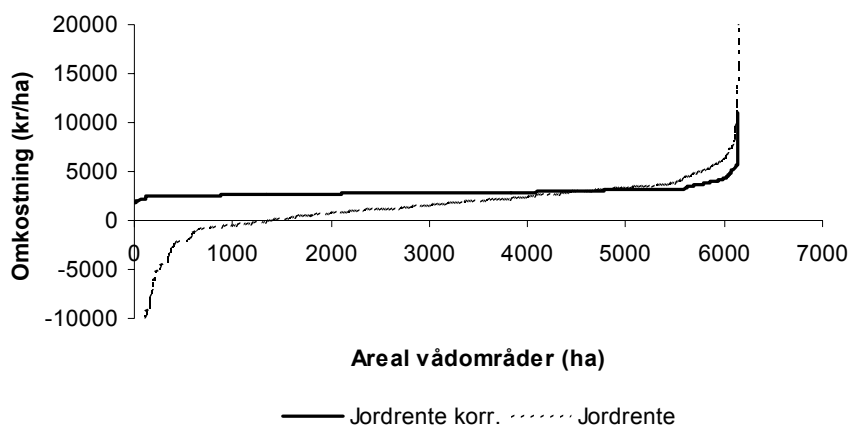
Jordværdien er beregnet med den driftsøkonomiske jordrentemodell (jf. kapitel 3.2). Det antages, at bedriftenes husdyrhold er uændret efter etablering af vådområdet. Det betyder, at husdyrintensiteten stiger for bedriften ligesom lokalområdets husdyrtæthed vil stige, og der vil ske en omfordeling af den husdyrgødning, som tidligere blev udbragt på arealerne, hvor der etableres vådområder.

De bedrifter, som afgiver jord til vådområderne, vil tilpasse deres kapitalapparat (maskiner og driftsbygninger) til det nye produktionsomfang. Det antages i analysen, at det kun vil være muligt at realisere halvdelen af værdien af det overskydende kapitalapparat. Den ikke-realiserede kapitalværdi er således beregnet som halvdelen af forskellen i kapitalbehovet før og efter udtagningen til vådområde. Det ikke-realiserede kapitalapparat er omregnet til en annuitet med en kalkulationsrente på 4 pct. For nogle bedrifter er reduktionen i den samlede jordrente ved etablering af vådområder større end kapitalværdien af bedriften. I disse tilfælde er det valgt, at bedrifterne købes til en pris svarende til den samlede kapital fratrasket værdien af stuehuset og handelsværdien af de arealer, som ikke bliver til vådområde. Det antages således, at stuehuset fortsat vil kunne benyttes til bolig, og den del af landbrugsjorden, der ikke bliver til vådområde, kan sælges til bedrifter, som fortsætter produktionen. Det er estimeret, at værdien af stuehus inkl. omliggende arealer m.m. ligger ca. 200.000 kr. over den værdi stuehuset er vurderet til. Dette beløb kompenseres ikke ved frasalg af driftsbygninger og jord.

Af figur 8.11 fremgår det, at jordværdien er negativ eller meget lav for en stor del af bedrifterne. Dette skyldes blandt andet, at der på nogle mindre bedrifter, fx på deltidsbedrifter, ofte accepteres en mindre ejeraflønning end den, som er antaget i regnskabsstatistikken. Det vil imidlertid være usandsynligt, at disse bedrifter vil afgive jord til vådområder til en pris under den offentlige vurdering. Derfor er det antaget, at omkostningerne til udtagning af arealer som minimum svarer til den estimerede vurdering i den pågældende kommune. Endelig gav modellen for nogle bedrifter en meget stor omkostning per hektar udtaget landbrugsjord. Hvis den gennemsnitlige jordværdi for de arealer, der udtages, er større end den marginale jordværdi, er det valgt at benytte den marginale jordværdi. Beregning af omkostningerne ved vådområdescenariet er således beregnet på grundlag af ovenstående korrektioner af jordværdien.

Figur 8.11 viser en omkostningskurve med og uden de ovennævnte korrektioner. Af figuren fremgår det, at der er stor variation i jordrenten for arealerne beliggende i de potentielle vådområder. Det fremgår også, at for mange arealer er den vurderede handelspris for arealerne større end jordrenten.

Figur 8.11. Omkostningerne ved udtagning af landbrugsjord til vådområde beregnet som tabt jordværdi. Jordrente korr. er der korrigeret for handelsprisen på jord i lokalområdet m.v.



Et vådområde vil typisk berøre arealer, som dyrkes af mere end en enkelt bedrift. Da et vådområdeprojekt forudsætter, at alle arealer i et projektområde indgår i projektet, vil det således ikke være muligt kun at vælge de billigste arealer i et område og undlade at omlægge arealerne med den højeste dyrkningsmæssige værdi. Det skal også understreges, at omkostningerne per hektar tager udgangspunkt i de berørte bedrifters gennemsnitlige jordrente pr hektar. Da potentielle vådområder ofte findes på mindre dyrkningssikre arealer eller arealer, som i forvejen dyrkes ekstensivt, fx. med vedvarende græs (Abildtrup 2001), er de beregnede omkostninger et øvre estimat. Således er det estimeret med udgangspunkt i den driftsøkonomiske jordrentemodell, at den marginale jordværdi for humusjorde er godt 1000 kr/ha lavere end ved sandjord, og hvis arealet er udlagt med vedvarende græs eller er braklagt er den marginale jordrente væsentligt lavere. Ligeledes viser analyser af regnskabsstatistikken (driftsøkonomisk modellering af landbrugskapitalen, kapitel 3.2), at kapitalapparatet, som knytter sig til disse arealer, er væsentligt mindre end for omdriftsarealer.

Den gennemsnitlige pris for udtagning af de 6.145 ha landbrugsjord beliggende i de potentielle vådområder er 2.907 kr. pr. ha årligt. Dette er et øvre estimat, idet der ikke er taget hensyn til, at lavbundsarealer typisk har en lavere dyrkningsværdi. Det vurderes imidlertid, at estimatet giver et godt billede af efterspørgslen efter landbrugsjord i områderne, med udpegning af potentielle vådområder, idet de driftsøkonomiske beregninger viser, at det ikke alene er boniteten, der afgørende for den marginale jordrente, men også bedrifternes husdyrhold. Den estimerede gennemsnitsomkostning er for udtagning af landbrugsjord. De arealer, som ikke dyrkes vil formodentligt have en begrænset eller ingen jordbrugsmæssig værdi. Derfor bliver gennemsnitsomkostningen beregnet i forhold til det samlede vådområdeareal væsentligt mindre. Hvis det antages, at arealerne, som ikke er dyrkningsjord, kan udtages uden omkostninger, halveres gennemsnitsomkostningen til ca. 1.500 kr. pr. ha.

Der er endvidere gennemført en analyse af de gennemsnitlige omkostninger for de enkelte vådområder med udgangspunkt i det marginale jordrentekort (figur 8.8). Der er således beregnet en tabt jordrente for de enkelte vådområder. Som tidligere nævnt er der ovenfor alene beregnet omkostninger for de arealer, som der findes oplysninger om i det Generelle Landbrugsregister (GLR). Disse arealer udgør kun omkring halvdelen af vådområdearealet. Det vurderes, at de arealer, som der ikke er oplysninger om i GLR, enten i forvejen er naturområder eller dyrkes ekstensivt af hobbylandmænd. Det antages, at disse vil skulle kompenseres med 25.000 kr. pr. ha for at lade deres arealer indgå i et vådområde. I analysen er, det antaget, at landbrugsarealet udgør den samme andel i alle vådområderne.

Analysen viser, at hvis det vælges at etablere vådområder på de billigste områder først, vil der kunne etableres vådområder på 2.500 ha til under 1.720 kr. pr. ha årligt og til en gennemsnitsomkostning på 1.386 kr. pr. ha årligt, og ved 3.500 hektar vil under 1.847 kr. pr. ha årligt og en gennemsnitsomkostning på 1.497 kr. pr. ha årligt. Igen skal det understreges, at der ikke er indregnet anlægsomkostninger i estimaterne, og at omkostningerne ved de arealer, som der ikke er produktionsoplysninger for i GLR er baseret på skøn.

Til sammenligning kan det nævnes, at der i under VMPII i Fyns Amt var godkendt vådområdeprojekter omfattende 925 ha ved udgangen af 2002 og det gennemsnitlige projektbeløb udgjorde 54.000 kr. pr. ha svarende til 3.240 kr. pr. ha. I dette beløb er etableringsomkostningerne indregnet.

I scenarierapporten er den gennemsnitlige reduktion i udvaskningen estimeret til 100 kg N pr. ha (Leth-Petersen et al., 2003). Det giver en omkostningseffektivitet på 14 og 15 kr. pr. kg N ved henholdsvis 2.500 ha og 3.500 ha. De estimerede omkostninger skal tages med det forbehold, at det antages, at det vil være muligt at vælge de billigste områder først. I praksis kan andre forhold end tabt jordrente være afgørende for, hvilke vådområder der gennemføres. Således har analyser fra Fyns Amt vist, at kun ca. 5.400 ha af de potentielle 12.100 ha vil være realistisk at gennemføre som vådområder. Derfor er det valgt at benytte den gennemsnitlige omkostning for udtagning af landbrugsområder i vådområder på 2.907 kr. pr. ha årligt i de videre scenarievurderinger.

8.4.2. Udtagning af landbrugsjord til skovrejsning

De direkte økonomiske omkostninger ved skovrejsning udgøres af den tabte indtjening ved udtagning af landbrugsjord samt omkostningerne til etablering af skov. Som udgangspunkt er den driftsøkonomiske omkostning ved udtagning af arealer beregnet på samme måde som ved udtagning af arealer til vådområder. Der er således regnet med uændret husdyrhold. I nogle tilfælde ligger størstedelen af bedriften inden for skovrejsningsområdet. Om disse bedrifter forsat vil have husdyrhold er dog usikkert. I nogle tilfælde vil det derfor i praksis ofte være mere realistisk, at hele bedriften, inklusiv husdyrholdet, købes ud af området. For at sikre overensstemmelse med miljøberegningerne, hvor det antages, at husdyrgødningen omfordes fra skovrejsningsarealerne til arealer uden skovrejsning, er det imidlertid i nærværende analyse antaget, at husdyrholdet opretholdes på alle bedrifter.

Skovrejsningsområdet er udpeget af Fyns amt på basis af igangværende zoneringsarbejde og regionsplanlægning (figur 8.12). Skovrejsning kan dog også ske uden for udpegede områder.

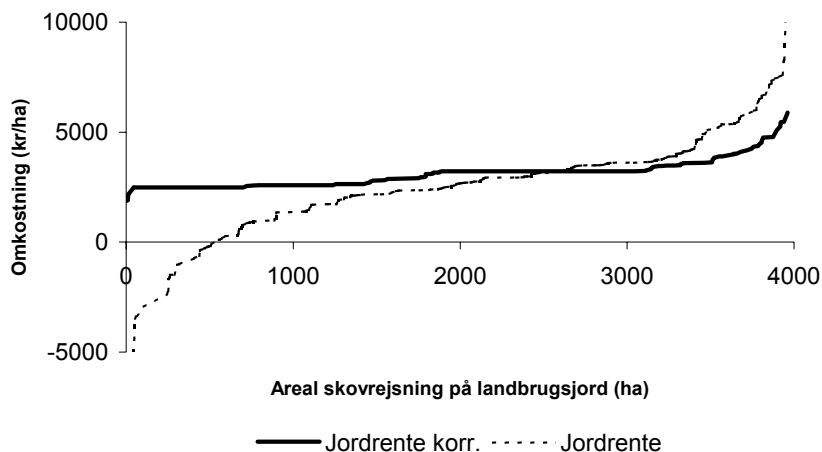
Figur 8.12. Skovrejsning i Odense fjords opland



Kilde: Dansk Hydraulisk Institut (DHI).

Figur 8.13 viser omkostningen ved udtagning af landbrugsjord i skovrejsningsområdet, når der rejses skov på de billigste arealer først. Svarende til analysen af vådområder, er der beregnet en kurve, som viser den gennemsnitlige reduktion i jordrenten, og en korregeret kurve, der bl.a. tager højde for, at bedrifter med en meget lav jordrente ikke vil sælge jord til under markedsprisen for landbrugsjord.

Figur 8.13. Jordrente for landbrugsarealer i skovrejsningsområde arrangeret efter stigende jordrente



Kilde: Egne beregninger.

I tabel 8.10 er omkostningerne ved forskellige omfang af skovrejsning beskrevet, idet det antages, at skovrejsningen gennemføres på de arealer, som det er billigst at udtage først. I alt berøres 245 bedrifter af skovrejsningen. I beregningerne er der ikke taget højde for, at skovrejsningen også vil få konsekvenser for bedrifter, hvor der ikke rejses skov. For eksempel, fører skovrejsningen til en større lokal husdyrtæthed, hvilket øger indtjeningen på bedrifter, som ikke har husdyr.

Den marginale omkostning per hektar ved udtagning af landbrugsjord, når der allerede er udtaget 1.000 ha er beregnet til 2.596 kr. pr. ha årligt, hvilket er godt 100 kr. pr. ha mere end gennemsnitsomkostningen for udtagningen af de billigste 1.000 ha. Hvis udtagningen til skovrejsning skal gennemføres ved en tilskudsordning, hvor lodsejerne frivilligt afgiver deres landbrugsjord, vil tilskudssatsen skulle være på minimum 2.596 kr. pr. ha årligt for at få udtaget 1.000 hektar. Det betyder også, at der vil ske en overkompensation, hvis der benyttes kun én tilskudssats uafhængigt af bedriftenes omkostninger ved udtagning.

Overkompensation øges væsentligt, hvis 2.500 hektar ønskes udtaget med én tilskudssats. Sammenlignes den gennemsnitlige omkostning pr. ha ved scenariet, hvor hele

skovrejsningsarealet udtages, med den gennemsnitlige omkostning ved udtagning til vådområder, fremgår det, at omkostningen ved vådområder er knap 700 kr. højere. Dette skyldes blandt andet, at skovrejsningsområdet er beliggende i et område med forholdsvis få husdyr og dermed har bedrifterne lavere jordrenter (jf. figur 8.7).

Effekten af udtagning af højbundsarealer til skovrejsning vurderes at betyde en reduktion i udvaskningen på handelsgødet sandjord på 50 kg N pr. ha, mens reduktionen i udvaskningen kun er 38 kg N pr. ha på lerjord (Jørgensen et al. 2003). I nedenstående tabel er der regnet med en konstant effekt på 50 kg N pr. ha. I scenarieanalyserne i afsnit 8.1.5 er der regnet med en effekt på 50 kg N pr. ha for de første 2.000 ha, som udtages, mens de følgende arealer kun har en effekt på udvaskningen på 38 kg N pr. ha, som følge af virkningen af andre virkemidler som fx. yderligere reduktion af kvælstofnormen.

Tabel 8.10. Omkostninger til udtagning af landbrugsjord ved skovrejsningsscenerier

Scenario	Andel af skovrejsningsområde (pct.)	Landbrugsjord ¹⁾ (ha)	Udtagningsomk. (mio. kr. årligt)	Gns. udtagningssomkostninger (kr./ha årligt)	Marginal udtagningssomkostning (kr./ha årligt)	Ændring i udvaskning (ton)	Omk. effektivitet (kr./ton)
1	20	792	2,0	2.484	2.596	39,6	50
2	50	1.981	5,1	2.581	3.221	99,1	52
3	100	3.962	11,1	2.811	5.894	198,0	56

¹⁾ Dyrket areal baseret på GLR.

Kilde: Egne beregninger.

8.4.3. MVJ-ordninger

Fordelingen af MVJ-tiltag på landsplan er antaget at være 80 pct. græsordninger, 10 pct. 20 årig udtagning og 10 pct. med 40 pct. reduktion i N-norm. Fyns Amt har oplyst, at den faktiske fordeling under MVJ-ordningen i perioden 1998-2002 har omfattet: Græsordninger (59 pct.), ændret afvanding (20 pct.), 20 årig udtagning (14 pct.) og 40 pct. nedsættelse af N-norm (5 pct.). Yderligere MVJ-ordninger vil ved denne kombination af ordninger give en effekt på ca. 30 kg N pr. ha og tilskud vil udgøre ca. 1.800 kr. pr. ha.

Dette giver en omkostningseffektivitet på ca. 60 kr. pr. kg N. Da ændret afvanding og udtagning af agerjord er dækket af særskilte tiltag i analysen af oplandet, er det imid-

lertid valgt at benytte den nationale fordeling af tiltagene, svarende til en miljøeffekt på i gennemsnit 9 kg N pr. ha og en omkostning på 1.100 kr. pr. ha svarende til en omkostningseffektivitet på 122 kr. pr. kg N.

8.5. Opsamling på virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen

I tabel 8.11 - 8.13 er vist omkostninger og effekten på udvaskningen ved gennemførelse af de foreslåede virkemidler i de tre reduktionsmål på 300, 600 og 1.200 tons N, der blev nævnt i indledningen. Dette svarer stort set til en reduktion på 15, 30 og 60 pct. af N-tilførslen til Odense Fjord. For de virkemidler, som ikke er analyseret specifikt for Odense Fjord opland, er der benyttet nationale estimater. Det er i nogle tilfælde sket en tilpasning af virkemidlerne i forhold til beskrivelsen i scenariegruppens rapport (Leth-Petersen et al., 2003) (se tabel 8.2) for at sikre overensstemmelse med miljøeffektberegningerne i Jørgensen et al. (2003). Dette har været nødvendigt, fordi vekselvirkninger reducerer den samlede effekt af de opstillede virkemidler. Det skal understreges, at der i oplandsanalysen ikke er indregnet sideeffekter, idet der ikke indregnet gevinster ved reduceret ammoniak emission m.v.

Ved forøgelse af udnyttelsesprocenten i husdyrgødning og ved normreduktion er der benyttet samme estimater for omkostningseffektivitet som reduktion af kvælstofnormen med yderligere 10 pct. på nationalt niveau. Dette estimat er i underkanten af de faktiske omkostninger, da der både er tale om øget udnyttelse af husdyrgødning og reduktion i kvælstofnormen. Ved omlægning til økologi er der regnet med en årlig omkostning på 2.880 kr. pr. ha.

I tabellerne er der endvidere oplyst et estimat for baseline, som er den forventede effekt af den generelle udvikling inden for landbruget omfattende ændret fodring og reduceret areal (Jørgensen et al. 2003). Baseline er ikke indregnet i scenariernes omkostningseffektivitet.

Tabel 8.11. Virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning for Odense Fjord opland i scenario 1 (reduktion på 300 tons N)

Virkemidler	Omfang	Omkost- ninger	N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt	Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N
<i>Baseline (yderligere effekt af VMPII)</i>			102		52	
Bedre foderudnyttelse		0	45	0	23	0
Skærpelse af udnyttelseskrav ¹⁾		1,6	94	17	47	34
Målrætning af efterafgrøder	3.200 ha	0	38	0	19	0
Udtagning af arealer til vådområder ²⁾	1.500 ha	4,4	150	29	150	29
Udtagning af arealer til skovrejsning ³⁾	1.000 ha	2,5	50	50	25	99
SFL-områder ⁴⁾	1.000 ha	1,1	9	122	5	220
Øvrig teknologi ⁵⁾			-20		-11	
Samlet omkostning		9,5				
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N) ⁵⁾			366(468)		258(311)	
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N				26		37

¹⁾ Beregnet med udgangspunkt i omkostningseffektiviteten ved normreduktion på 10 pct. analysen af virkemidler på nationalt niveau.

²⁾ Omkostningerne er baseret på gennemsnitsomkostningen for landbrugsarealer, dvs. vådområdearealer uden produktionsoplysninger i GLR indgår ikke i beregningen.

³⁾ Omkostningerne er baseret på udtagning af landbrugsjord, dvs. skovrejsningsarealer uden produktionsoplysninger i GLR er ikke udtaget.

⁴⁾ Der er regnet med en gennemsnitlig omkostning på 1.100 kr. pr. ha. svarende til omkostningerne ved aftaler om miljøvenlig drift af vedvarende græs.

⁵⁾ Inklusiv baseline i parentes.

⁶⁾ Øvrig teknologi er forskellige teknologier, der reducerer ammoniakfordampningen (fx gylleforsuring og V-formede kanaler). Ved højere N-indhold og uændret tildeling i marken øges N-udvaskningen.

Kilde : Egne beregninger, samt Fødevareministeriet og SNS (2003b).

Tabel 8.12. Virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning i for Odense Fjord opland i scenario 2 (reduktion på 600 tons N)

Virkemidler	Omfang	Omkostninger		N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt	Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N	
Baseline (yderligere effekt af VMPII)			102		52		
Bedre foderudnyttelse			45		23		
Skærpelse af udnyttelseskrav ¹⁾		3,1	182	17	91	34	
Målrætning af efterafgrøder	3.200 ha	0	38	0	19	0	
Yderligere efterafgrøder	2.000 ha	0,5	74	7	37	14	
Udtagning af arealer til vådområder ²⁾	2.500 ha	7,3	250	29	250	29	
Udtagning af arealer til skovrejsning ³⁾	2.500 ha	6,5	125	52	63	102	
SFL-områder ⁴⁾	2.000 ha	2,2	18	122	9	244	
Økologisk jordbrug	2.500 ha	7,2	50	144	25	287	
Biogas		ikke beregnet	11		6		
Øvrig teknologi			-41		-21		
Samlet omkostning		26,7					
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N) ⁵⁾			752(854)		502(554)		
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N				35		53	

¹⁾ Beregnet med udgangspunkt i omkostningseffektiviteten ved normreduktion på 10 pct. analysen af virkemidler på nationalt niveau.

²⁾ Omkostningerne er baseret på gennemsnitsomkostningen for landbrugsarealer, dvs. vådområdearealer uden produktionsoplysninger i GLR indgår ikke i beregningen.

³⁾ Omkostningerne er baseret på udtagning af landbrugsjord, dvs. skovrejsningsarealer uden produktionsoplysninger i GLR er ikke udtaget.

⁴⁾ Der er regnet med en gennemsnitlig omkostning på 1.100 kr. pr. ha. svarende til omkostningerne ved aftaler om miljøvenlig drift af vedvarende græs.

⁵⁾ Inklusiv baseline i parentes.

Kilde : Egne beregninger, samt Fødevareministeriet og SNS (2003b).

Det fremgår af tabellerne, at den gennemsnitlige omkostningseffektivitet for de analyserede virkemidler er 26 kr. pr. kg N ved scenarie 1 og stigende til 38 kr. pr. kg N ved scenarie 3. Omkostningseffektiviteten mht. til reduktionen i belastningen af fjorden stiger fra 37 kr. pr. kg N ved scenarie 1 til 61 kr. pr. kg N ved scenarie 3. Vådområders omkostningseffektivitet forbedres yderligere af, at hele reduktionen i udvaskningen har effekt på belastningen i fjorden. Der er stor forskel på de enkelte virkemidlers omkostningseffektivitet.

Tabel 8.13. Virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning i for Odense Fjord opland i scenario 3 (reduktion på 1.200 tons N)

Virkemidler	Omfang	Omkostninger		N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt		Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N
<i>Baseline (yderligere effekt af VMPII)</i>				102		52	
Bedre foderudnyttelse		0		45	0	23	0
Skærpelse af udnyttelseskrav ¹⁾		2,4		142	17	71	34
Målretning af efterafgrøder	3.200 ha	0		38	0	19	0
Yderligere efterafgrøder	5.000 ha	1,3		185	7	93	14
Udtagning af arealer til vådområder ²⁾	4.000 ha	11,6		400	29	400	29
Udtagning af arealer til skovrejsning ³⁾	5.000 ha	14,1		214	66	112	125
Reduceret kvælstofnorm (20 pct.) ⁴⁾		9,0		508	17	254	34
Reduceret husdyrhold	10.000 DE	16,2		108	150	54	300
SFL-områder ⁵⁾	2.000 ha	2,2		18	122	9	244
Økologisk jordbrug	2.500 ha	7,2		50	144	25	287
Biogas		Ikke beregnet		9		5	
Øvrig teknologi				-33		-17	
Samlet omkostning		63,9					
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N) ⁶⁾			(1.786)	1.684		(1.100)	1.048
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N					38		61

¹⁾ Beregnet med udgangspunkt i omkostningseffektiviteten ved normreduktion på 10 pct. analysen af virkemidler på nationalt niveau.

²⁾ Omkostningerne er baseret på gennemsnitsomkostningen for landbrugsarealer, dvs. vådområdearealer uden produktionsoplysninger i GLR indgår ikke i beregningen.

³⁾ Omkostningerne er baseret på udtagning af landbrugsjord, dvs. skovrejsningsarealer uden produktionsoplysninger i GLR er ikke udtaget.

⁴⁾ Svarende til 10 pct. yderligere reduktion i forhold til reduktionen i normen i dag.

⁵⁾ Der er regnet med en gennemsnitlig omkostning på 1.100 kr. pr. ha. svarende til omkostningerne ved aftaler om miljøvenlig drift af vedvarende græs.

Kilde: Egne beregninger, samt Fødevareministeriet og SNS (2003b).

Bedre foderudnyttelse og omplacering af efterafgrøder er gratis, mens miljøvenlig drift i SFL-områder, økologisk jordbrug og udtagning af husdyr koster ca. 244-300 kr. pr. kg reduceret N-belastning i fjorden. De billige virkemidler har imidlertid et begrænset potentiale med hensyn til reduktion af udvaskningen, hvorfor der må tages andre virkemidler i brug for at nå målsætningen for fjorden.

De vigtigste resultater, der kan udledes af den regionale analyse af virkemidlerne til reduktion af kvælstofudvaskningen er, at ved de arealorienterede virkemidler er omkostningerne stærkt afhængige af, hvor tiltagene gennemføres, da der er stor geografisk variation i indtjeningen. Variationen skyldes geografiske forskelle i boniteter og

bedriftsstrukturene herunder bedriftenes størrelse, husdyrholdet og dyrkningen af specialafgrøder. Det er også vigtigt, at der bliver taget højde for variationen i omkostninger ved udformningen af virkemidlerne. Hvis for eksempel arealerne til skovrejsning eller vådområder skal ske frivilligt ved etablering af tilskudsordninger, vil de dyreste arealer, som skal udtages, være bestemmende for tilskudssatsens størrelse, hvis der ikke udformes differentierede tilskudssatser. Ud fra et økonomisk synspunkt vil det være mest hensigtsmæssigt at designe fleksible ordninger, hvor bedrifterne med den største indtjening ikke behøver at indgå i de arealorienterede tiltag.

8.6. Udtagningsscenarier

Der er endvidere opstillet 3 udtagningsscenarier med samme mål for reduktion i udvaskningen som i scenarierne beskrevet i forrige afsnit. Omkostningerne ved udtagning er baseret på beregninger af omkostninger ved udtagning af arealer til vådområder og til skovrejsning beskrevet i afsnit 8.4.1 og 8.4.2. I scenario 1 udtages i alt 3.463 ha landbrugsjord mens der i scenario 2 og 3 udtages 7.025 henholdsvis 31.650 ha landbrugsjord (se tabel 8.14 – 8.16).

I beregningerne af omkostninger er der regnet med uændret husdyrhold, og der ikke taget hensyn til, at husdyrtætheden vil øges, hvilket vil påføre husdyrproduktionen yderligere driftsomkostninger. I scenario 3, hvor landbrugsarealet reduceres med omkring 45 pct. vil det ikke være muligt at overholde de eksisterende harmonikrav til husdyrproduktion, og der vil være behov for transport af husdyrgødning ud af oplandet.

I scenario 1 er omkostningseffektiviteten for reduktion af udvaskningen 35 kr. pr. kg N, mens omkostningen pr. kg N kun er 26 kr. i scenario 1 ved de adm. virkemidler, jf. tabel 8.11. Til gengæld er omkostningseffektiviteten med hensyn til belastningen af fjorden omtrent den samme ved udtagning og administrative virkemidler. Dette skyldes, at i udtagningsscenariet opnås den største reduktion i udvaskningen ved udtagning i ådale, som har en direkte effekt på fjorden, da der ikke foregår nogen væsentlig reduktion af den udvaskede kvælstof under transporten fra ådalene til fjorden. I scenario 2 bidrager udtagning i ådalene ligeledes med den væsentligste reduktion i udvaskningen og scenario 2 er derfor væsentligt mere omkostningseffektiv end et scenario med traditionelle virkemidler, jf. tabel 8.12.

Derimod er scenario 3 i udtagningsscenariet væsentlig dyrere med hensyn til reduktion af kvælstoftilførselen til fjorden end ved anvendelse af traditionelle virkemidler.

Dette skyldes, at der mulighederne for udtagning i ådalene er stort set udnyttet fuldt ud i scenario 2, hvorfor den yderlige udtagning i scenario 3 skal ske på højbundsarealer, hvor reduktionen i udvaskning er mindre. Det udtagne areal udgør her ca. 45 pct. af det samlede landbrugsareal i oplandet.

Når der i tabel 8.13 optræder et areal til vådområder på 4.000 ha skyldes det, at indsatsen er spredt over en række virkemidler (Leth-Petersen et al., 2003), mens der i tabel 8.16 er inddraget det maksimale areal.

Tabel 8.14. Omkostninger ved udtagning af landbrugsarealer i Odense Fjord opland og beregnet reduktion i N-udvaskning. Scenario 1

Virkemidler	Omfang	Omkostninger		N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt	Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N	
<i>Baseline</i>			102		52		
Udtagning ådale ¹⁾	2.150 ha	6.3	215	29	215	29	
Højbund (grundvand) ²⁾	1.000 ha	2.5	50	50	25	99	
Højbund erosion ³⁾	250 ha	0.7	13	54	6	117	
Bræmmer ³⁾	63 ha	0.2	3	59	3	59	
Areal i alt	3.463 ha						
Samlet omkostning		9.7					
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N)			(383)281		(301)259		
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N				35		37	

¹⁾ Omkostninger ved udtagning i ådale er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning af vådområder.

²⁾ Omkostninger ved udtagning på højbund er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning til skovrejsning i grundvandsområde.

³⁾ Omkostninger ved udtagning af erosionsfølsomme højbundsarealer samt bræmmer er benyttet gennemsnitsomkostningen pr. ha ved udtagning af hele skovrejsningsområdet.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 8.15. Omkostninger ved udtagning af landbrugsarealer i Odense Fjord opland og beregnet reduktion i N-udvaskning. Scenario 2

Virkemidler	Omfang	Omkostninger		N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt	Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N	
<i>Baseline</i>			102		52		
Udtagning ådale ¹⁾	4.400 ha	12.8	440	32	440	32	
Højbund (grundvand) ²⁾	2.000 ha	5.1	100	51	50	102	
Højbund erosion ³⁾	500 ha	1.4	19	74	10	141	
Bræmmer ³⁾	125 ha	0.4	6	59	6	59	
Areal i alt	7.025 ha						
Samlet omkostning		19.7					
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N)			(667)565		(558)506		
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N				35		39	

¹⁾ Omkostninger ved udtagning i ådale er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning af vådområder.

²⁾ Omkostninger ved udtagning på højbund er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning til skovrejsning i grundvandsområde.

³⁾ Omkostninger ved udtagning af erosionsfølsomme højbundsarealer samt bræmmer er benyttet gennemsnitsomkostningen pr. ha ved udtagning af hele skovrejsningsområdet.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 8.16. Omkostninger ved udtagning af landbrugsarealer i Odense Fjord opland og beregnet reduktion i N-udvaskning. Scenario 3

Virkemidler	Omfang	Omkostninger		N-udvaskning		Belastning i fjord	
		Mio. kr. årligt	Ton N	Kr./kg N	Ton N	Kr./kg N	
<i>Baseline</i>			102		52		
Udtagning ådale ¹⁾	5.400 ha	15.7	540	29	540	29	
Højbund (bl.a. grundvand) ²⁾	25.000 ha	64.5	974	66	487	132	
Højbund erosion ³⁾	1.000 ha	2.8	38	74	19	148	
Bræmmer ³⁾	250 ha	0.7	13	54	13	54	
Areal i alt	31.650 ha						
Samlet omkostning		83.7					
Reduktion i udvaskning/belastning (tons N)			(1.667)1.565		(1.111)1.059		
Gennemsnitlig omkostningseffektivitet kr./kg N				53		79	

¹⁾ Omkostninger ved udtagning i ådale er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning af vådområder.

²⁾ Omkostninger ved udtagning på højbund er baseret på analysen af omkostninger ved udtagning til skovrejsning i grundvandsområde. Dog udtages, der et område, som er større end det analyserede skovrejsningsområde. Derfor antages det, at der udpeges et område på 50.000 ha, hvoraf de billigste 25.000 ha udtages. Omkostningen er således sat til gennemsnitsomkostningen ved udtagning af halvdelen af skovrejsningsområdet. Hvis de billigste arealer kunne vælges for hele oplandet ville omkostningerne være mindre. I modsat retning trækker dog, at skovrejsningsområderne, der ligger til grund for jordrenteberegningerne er beliggende en mindre intensiv husdyrproduktion end oplandet som helhed.

³⁾ Omkostninger ved udtagning af erosionsfølsomme højbundsarealer samt bræmmer er benyttet gennemsnitsomkostningen pr. ha ved udtagning af hele skovrejsningsområdet.

Kilde: Egne beregninger.

Ved at kombinere scenarierne beskrevet i afsnit 8.5 og udtagningsscenarier vil det være muligt at optimere anvendelsen af virkemidler, så de billigste virkemidler vælges først. Det forudsætter dog, at der alene tages hensyn til reduktion af kvælstofudvaskningen og andre afledte effekter ignoreres som fx. emission af drivhusgasser og effekter på biodiversitet.

8.7. Fosforregulering i Odense Fjord opland

8.7.1. Fosforoverskud fordelt på bedriftstyper

I dette afsnit anvendes den opdeling i typebedrifter som DJF og DHI anvender i miljøgruppen (Nielsen et al., 2004). Her er bedrifterne i Fyns amt og i oplandet opdelt i fire bedriftstyper (kvæg, svin, planteavl og andre husdyr) og i 7 husdyrintensitetsklasser ud fra dyreenheder pr. ha. (se appendiks 4)

Udgangspunktet for P tildelingen er den faktisk tildelte kvælstofmængde og et forholdstal for N/P-forholdet i husdyrgødningen ud fra normtal 2001. Der er typisk mange gødningsaftaler, hvorfor husdyrgødning produceret på en bedrift tildeles en anden bedrift. Overførselen sker ikke uventet fra de mest husdyrintensive til de husdyreksensive bedrifter og en del planteavlsbedrifter. Kategorien andre er i denne sammenhæng primært fjerkræ, idet der på Fyn er ca. 9.500 DE fra gruppen andre husdyr end kvæg og svin. Det er beregnet, at der i gruppen andre er ca. 12.000 DE.

Ud fra denne analyse bliver den samlede P-tildeling i husdyrgødning 4.540 tons P. Dertil kommer 190 tons P i slam (Jørgensen, 2003b). Samlet er konklusionen derfor, at P tilført i husdyrgødning og slam udgjorde ca. 4.730 tons P. Der blev i 2000/2001 tildelt 1.557 tons P i handelsgødning og ca. 70 tons i form af såsæd. Det er endvidere antaget, at der i gennemsnit fråføres ca. 19,7 kg P pr. ha med afgrøderne svarende til ca. 4.460 tons P (se appendiks 4).

Samlet bliver det beregnede P-overskud ca. 1.900 tons P svarende til ca. 8 kg P pr. ha (se tabel 8.17 og appendiks 4). Jørgensen (2003b) opgiver i en tilsvarende analyse et overskud på 8,3 kg P pr. ha. Når dette niveau skal vurderes i forhold til de nationale tal på ca. 14 kg P pr. ha (excl. brak) skal det erindres, at det nationale tal er for år 2000, hvor forbruget af P i handelsgødning var højere end i 2001 svarende til 1 kg P pr. ha.

Endvidere er der her tale om en markbalance, hvor P-overskuddet på nationalt plan var ca. 11 kg P pr. ha (ikke totalbalance). Samlet set ligger analysen for Fyns Amt ca. 1-2 kg P pr. ha under landsgennemsnittet, selvom husdyrintensiteten er på niveau med landsgennemsnittet.

I gennemsnit har andre husdyrbedrifter et P-overskud på ca. 17 kg P pr. ha, hvilket kan være en undervurdering, hvis der primært er tale om fjerkræbedrifter. For kvægbedrifter er overskuddet beregnet til 10 kg P pr. ha, mens det for plantebedrifter og svinebedrifter er henholdsvis 5 og 12 kg P pr. ha (se appendiks 4).

Som det fremgår af ovenstående skønsmæssige vurdering, så vil en række bedriftstyper omfattende andre husdyrbedrifter over en dyreenhed pr. ha, samt intensive kvæg- og svinebedrifter have et P-overskud på over 10 kg P pr. ha.

Udvikling fra 2001 til 2003

Der er siden 2001 nogle mindre ændringer, der kan ændre fosfor overskuddet i dag. For det første er forbruget af P i handelsgødning faldet fra 1.557 tons P til 1.333 tons P i gødningsåret 2001/02, svarende til et fald på ca. 1 kg P pr. ha. Dertil kommer, at anvendelsen af fytase m.m. allerede kan have betydet en reduktion i fosforudskillelsen på ca. 5 pct. (se tabel 8.17). Omvendt kan der være sket en stigning i antallet af husdyr og ikke mindst et skift fra køer til svin, som har øget fosfortilførselen. Det vurderes på den baggrund, at tilførsel af P i 2003 samlet er lidt lavere end niveauet for 2001.

8.7.2. Effekt af fosfornormer og ændret fodring på fosforoverskud

For at vurdere hvilken effekt ændret fodring vil have på P-overskuddet, er der i tabel 8.17 angivet, hvor meget fosfor overskuddet ville blive reduceret, hvis der blev anvendt bl.a. fytase til at reducere fosfor udskillelsen fra husdyr. Det fremgår, at ændringer i fodringen kan anslås til at reducere P overskuddet med ca. 4 kg P pr. ha. Ændringer i fodringen betyder, at P-udskillelsen reduceres med 6,8 kg P pr. DE for svin og andre husdyr, samt 2,5 kg P pr. DE for kvæg. Samlet bliver P i husdyrgødning reduceret med 22 pct. i forhold til 2001. Det antages som tidligere beskrevet, at ændringer i fodringen kan ske uden meromkostninger.

I den foretagne fremskrivning, der er præsenteret i kapitel 4, vil antallet af husdyr i Fyns amt stige frem til 2010. Antallet af svin vil stige med 25 pct. mens antallet af

køer falder med 17 pct. Samlet giver dette en stigning i fosformængden fra husdyr på ca. 400 tons eller ca. 10 pct. (2 kg P pr. ha).

En norm for P-overskud på 10 kg P pr. ha, vil efter at ændret fodring er implementeret, betyde, at kun de mest husdyrintensive (fjerkræ og intensive kvægbedrifter) påvirkes. Omkostningerne for bedrifter med andre husdyr er ikke beregnet, men kan være ret høje for den enkelte fjerkræbedrift, da harmoniarealet måske skal fordobles. Den mængde fosfor, der her skal omfordeles, er ca. 70 tons P ved en grænse på max. 10 kg P. pr. ha. De samlede omkostninger for erhvervet ved denne grænse vurderes dog som begrænsede.

Tabel 8.17. Markbalance for fosfor under forskellige scenarier for Fyns Amt (tons P)

	P-husdyr	P-handels- gødning	P-fracført med afgrøde	P-overskud
Udgangspunkt 2001 (i alt)	4.730	1.557	4.460	1.900
Udgangspunkt 2001 (kg pr. ha)	21	7	20	8
Fodring –2010	3.720	1.557	4.460	890
Fodring –2010 (kg pr. ha)	16	7	20	4
Fodring og husdyr –2010	4.115	1.557	4.460	1.280
Fodring og husdyr –2010 (kg pr. ha)	18	7	20	6
Normer (2010 – fodring)				
Max P-overskud (kg P pr. ha)				
10	3.720	1.490	4.460	820
2,5	3.720	1.060	4.460	390
0	3.720	670	4.460	0

Bem.: Der er tildelt fosfor i form af udsæd der samlet er beregnet til 68 tons P.

Ved 2010 fodring reduceres P udskillelsen pr. DE med 25 pct. for svin, 14 pct. for kvæg og 25 pct. for andre bedrifter.

Kilde : Egne beregninger.

Som det fremgår af figur 8.14 er der en række områder (sogne), hvor P-overskuddet samlet når over 10 kg P pr. ha. Ved ændret fodring (2010) vil der ikke være områder med et overskud på over 10 kg P pr. ha, men der vil være egne med et P-overskud på over 5 kg P pr. ha. Områder med et relativt lavt P-overskud, vil som det fremgår af figuren, være placeret ved fjordens udløb.

Den ændrede fodring betyder endvidere, at en række bedrifter kommer i underskud for fosfor. Det er her antaget, at de vil kompensere med husdyrgødning fra andre be-

drifter. Såfremt disse bedrifter ikke modtager husdyrgødning, men i stedet køber P i handelsgødning kan der blive tale om et merforbrug af P i handelsgødning.

Ved en grænse på 0 kg P pr. ha skal hele overskuddet på ca. 890 tons P omfordeles. Her bliver opgaven specielt at få endnu flere planteavlere til at modtage P i husdyrgødning. Disse bedrifter køber i dag ca. halvdelen af alt P i handelsgødning. Det fremgår, at der kan opnås fosforbalance selv ved en mindre stigning i husdyrproduktionen, men det betyder, at indkøb af P i handelsgødning begrænses meget. Det kan her nævnes, at forbruget af fosfor i året 2002/2003 er 1.253 eller 20 pct. under niveauet i 2001.

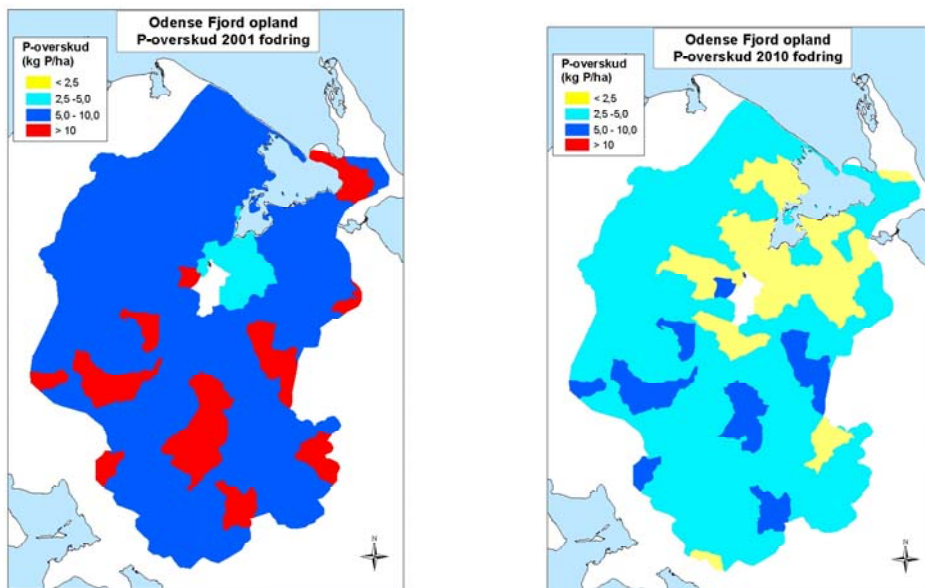
Det er antaget, at fosforbalance stort set svarer til, at harmonikravene strammes til 1,0 DE pr. ha i forhold til udgangssituationen i 2001. Det vurderes overordnet, at dette kræver omfordeling af ca. 40 pct. af gyllen, svarende til forholdet mellem fosfor fra husdyrgødning og overskuddet af fosfor i 2001.

Herefter viser en analyse, at den overskydende husdyrgødning i gennemsnit skal transporteres ca. 18 km baseret på udveksling af gylle på kommuneniveau. Omfordelingen omfatter husdyrgødning fra ca. 13.800 dyreenheder (ca. 7 pct.) og den største udveksling af gylle vil foregå mellem Ejby og Odense Kommune omfattende gylle fra næsten 3.000 dyreenheder. Samlet vil denne transport øge omkostningerne med 4-5 mio. kr. ved 1 kr. pr. tons gylle og 17 tons gylle pr. dyreenhed. Gyllen transporteres her fra centrum af en kommune til centrum af en anden kommune og afstanden varierer fra 8 til 35 km. Dertil kommer så fordelingen indenfor kommunerne, der omfatter større mængder (ca. 30 pct.), men kortere afstande. Omkostningerne ved denne omfordeling kan beregnes til ca. 6 mio. kr. ved en antagelse om at ca. 1-1,5 mio. tons gylle transporteres 5 km i gennemsnit. De samlede transportomkostninger bliver herefter ca. 10 mio. kr.

Omvendt så vil de bedrifter, der modtager gødningen spare omkostninger til fosfor i handelsgødning svarende til 7,5 mio. kr. ved ca. 1.100 tons P (1.557 – 670) og 8,5 kr. pr. kg P. Det antages, at bedrifterne (typiske mindre planteavlere) på Fyn ikke længere køber fosfor i handelsgødning. Det antages endvidere, at forbruget af kvælstof er uændret, selvom fordelingen mellem bedrifter vil være en anden, idet de bedrifter der transportere fosfor skal købe handelsgødning, mens de bedrifter, der modtager husdyrgødningen, kan reducere deres køb af handelsgødning (kvælstof), mens de ikke behøver at købe fosfor.

I praksis vil en sådan omfordeling af husdyrgødningen være mere bekostelig og besværligere end angivet her, hvorfor transportomkostningerne i praksis ville være højere. Omvendt viser analysen også, at der er betydelige omkostninger, der kan spares, såfremt der ikke er behov for at købe fosfor i handelsgødning. Samlet viser analysen, at meromkostningerne ved en bedre omfordeling af husdyrgødningen udgør ca. 2-4 mio. kr. eller ca. 1-2 kr. pr. tons gylle. Dette omkostningsniveau er nok undervurderet, men viser, at fordi fosforen flyttes til bedrifter, hvor den har en værdi, så bliver meromkostningerne begrænsede.

Figur 8.14. Fosforoverskud med fodring som i 2001 og 2010. Baseret på bedriftstypindelning fra DHI. Handelsgødningsforbrug som i 2000/01



Kilde: Egne beregninger og temakort fra DHI.

Ved niveau 3, hvor fosfor er baseret på behovsbetinget tilførsel, er der behov for, at der udpeges egentlige risikoarealer eller søer, hvor der er behov for, at fosfor tildelingen reduceres eller ophører i en årrække. Der er ikke lavet nogen analyse af dette aspekt, da datagrundlaget for denne udpegnings endnu ikke er tilstede. I relation til søer fremgår det af miljøgruppens sø-rapport, at en reduktion af fosfortilførsel til søer, sandsynligvis vil kræve en reduktion af tilførsel af fosfor fra flere kilder, herunder

landbrug der er den største enkelte bidragsyder. Det ville være en mulighed, at stille skærpede krav for fosfortilførselen i disse områder. Omkostningerne ved at opfylde disse krav påvirkes meget af den nationale regulering, der vedtages på området og hvor let det vil være at finde alternativ udbringning af husdyrgødning. Omkostningerne må så efterfølgende holdes op imod den forventede reduktion i tilstrømningen, og den tidshorisont hvormed den vil ske.

Odense Fjord opland

Den ovenstående diskussion har relateret sig til Fyns Amt og mange af konklusionerne er de samme for Odense Fjord oplandet. Der er samlet et fosforoverskud i oplandet på ca. 8 kg P pr. ha svarende til ca. 650 tons P. Til sammenligning angiver Jørgensen (2003) et niveau på 7,4 kg P pr. ha (incl. brak) og en samlet mængde på ca. 470 tons P.

Ved 2010 fodring bliver overskuddet reduceret til ca. 400 tons P, svarende til ca. 5 kg P pr. ha. Der vil i den situation være behov for yderligere omfordeling fra husdyrbedrifter til plantebedrifter således, at det faldende P-indhold i husdyrgødning ikke erstattes af P i handelsgødning.

8.8. Opsamling på analyse af Odense Fjord opland

Der er i kvælstofanalysen foretaget en vurdering af omkostningerne ved at reducere afstrømningen til Odense Fjord med 300, 600 og 1.200 tons N ved brug af administrative virkemidler kombineret med udtagning eller udtagning alene.

Det fremgår, at en reduktion på 600 tons N koster ca. 30 mio. kr. årligt ved administrative virkemidler og ca. 20 mio. kr. ved udtagning.

Ved at benytte de virkemidler, der var de billigste i kapitel 6 omfattende udtagning i ådale, målretning af efterafgrøder og yderlige eftergrøder samt forbedret foderudnyttelse, er det muligt at reducere omkostningerne yderligere. I scenariet med traditionelle virkemidler og i udtagningsscenariet var omkostningen 37 kr. pr. kg. N. Ligeledes kan en reduktion i belastningen af fjorden på 1.063 ton N gennemføres til en omkostning på 33 kr. pr. kg N i reduceret afstrømning ved en optimeret anvendelse af virkemidler. Valg af virkemidler har altså betydning for de samlede omkostninger. Det er dog også vigtigt, at det enkelte virkemiddel reelt kan nå det omfang, som er forventet. Arealomfanget for vådområder på 5.400 ha for Odense Fjord svarer formodentlig til etablering af 180-200.000 ha på nationalt niveau. Det fremgår også af analysen, at

placeringen af de arealrelaterede virkemidler har stor betydning for omkostningerne pr. ha.

Når omkostningsniveauet i dette kapitel er lavere end beskrevet i kapitel 6, skyldes det primært at omkostningerne ved etablering af vådområder her er lavere. Hvor der i kapitel 6 er baseret på en tilskudssats (incl. etableringsomkostninger) der skulle sikre målet, er der i analyserne for Odense Fjord anvendt det forventede indkomsttab. Der til kan komme yderligere omkostninger, der evt. afholdes af amtet.

Det er ikke muligt ud fra den gennemførte analyse at angive noget om den optimale fordeling på generelle og regionale virkemidler. Det er dog tydeligt, at såfremt Vandrammedirektivet implementeres med mål svarende til en yderligere reduktion på 1.200 tons N for Odense Fjord oplandet, vil det betyde en stor reduktion i landbrugsarealet og landbrugsproduktionen.

Fosforoverskuddet er ca. 8 kr. P pr. ha og ændret fodring vil reducere dette med ca. 4 kg P pr. ha. Overskuddet er opgjort som en markbalance, hvorfor det samlede tab undervurderes.

Omvendt vil den forventede stigning i husdyrproduktionen øge dette med 2 kg P pr. ha. Analysen af fosfor viser, at der efter implementering af ændringer i fodringen, ikke vil være sogne med et fosforoverskud over 10 kg P pr. ha.

Omkostningerne ved et krav om balance mellem tilført og fraført fosfor vil betyde en omfattende omfordeling af husdyrgødningen mellem bedrifter. Såfremt det er muligt at foretage denne omfordeling indenfor Fyns amt vil meromkostningerne for erhvervet være begrænsede. Selvom husdyrproduktionen stiger som forventet, vil der fortsat i en balance situation være nødvendigt at købe fosfor i handelsgødning, men omfanget vil være beskedent.

9. Administrationsomkostninger

9.1. Afgrænsning af administrationsomkostninger

Ved gennemførelse af miljøpolitiske tiltag vil der, ud over den direkte effekt på miljøet og tilpasningsomkostningerne, også opstå administrative omkostninger ved at implementere og administrere tiltaget. De administrative omkostninger kan således betyde, at rangordningen af virkemidler ændres.

Umiddelbart forekommer det enkelt at afgrænse de administrative omkostninger ved et miljøpolitisk tiltag. Der er dog en række forhold, som må konkretiseres, før det er muligt at fortage en kvantitativ opgørelse. Finansministeriet arbejder i deres budgetredegørelse 2003 med følgende definition:

”Administration defineres således ikke kun som gængs sagsbehandling, dvs. funktioner, der traditionelt har foregået ved udveksling af papirer mellem myndighed og borgere/ virksomheder samt imellem myndigheder og med afgørelser på baggrund af mere eller mindre fastsatte regelsæt. Administration forstås her også som økonomi- og regnskabsfunktioner, indkøb, planlægning og ledelse, papirarbejde, politikerbetjening, lovforberedelse og analysearbejde foretaget af forvaltningen. Dertil kommer funktioner som kopiering, journalisering, arkivering, edb m.v.” (Finansministeriets budgetredegørelse 2003, p. 232).

Denne definition er på den ene side meget bred, dvs. omfattende en stor del af myndighedernes arbejdsområder, og på den anden side detaljeret, idet en række specifikke handlinger omtales. Endvidere er det væsentligt, at der kun fokuseres på myndighedernes ressourceforbrug, ligesom der ikke lægges vægt på, hvortil de administrative omkostninger skal henføres. Derfor vælges der i dette arbejde at anvende en mere præcis, men også mere bred definition af administrative omkostninger, idet administrative omkostninger udgøres af: *omkostninger forbundet med implementering og administration af et konkret miljøtiltag.*

Et centralt punkt er herefter, hvad administrative omkostninger knyttet til et specifikt tiltag reelt omfatter samt hvem, som bærer omkostningerne. For de administrative myndigheder kan der foretages en afgrænsning til forberedelse, implementering og administration af tiltagene. For den regulerede part, der i dette tilfælde er landbruget, er afgrænsningen mere vanskelig, men gøres her således, at de administrative om-

kostninger for landbruget omfatter ressourceforbruget ved den påkrævede rapportering m.v. til myndighederne, som følger direkte af miljøtiltagene.

Der knytter sig generelt stor usikkerhed til de fleste oplysninger. Dette skyldes, at de oftest er baseret på skøn eller tilpasset fra opgørelser, der ikke direkte har haft en analyse af de administrative omkostninger til hensigt. Desuden vil der i mange tilfælde ikke være en entydig afgrænsning af de administrative omkostninger, og oplysningerne er derfor ikke altid indbyrdes sammenlignelige.

Analysen af administrationsomkostningerne er afgrænset til så vidt muligt at afspejle situationen i 2002. Der er dog enkelte steder anvendt skøn fra tidligere år. Det vurderes, at en analyse omfattende flere år ville give et bedre helhedsbillede af de administrative omkostninger specielt for tiltag, der løber over flere år. Det ville ligeledes give bedre muligheder for at relatere de udbetalte beløb til henholdsvis tilsagnsbeløb og de opnåede miljøeffekter.

En væsentlig ulempe ved ovenstående omkostningsindikatorer er, at de udelukkende angiver indsatsernes gennemsnitlige omkostninger. Ofte vil det være de marginale administrative omkostninger, der er relevante for at beskrive konsekvenserne af ændringer i virkemidlernes omfang. Eksempelvis vil administrationsomkostningerne ved anvendelse af gødningsnormer stort set være uafhængig af, om normen reduceres med 10 pct. eller 20 pct. (og dermed aftager de administrative omkostninger per enhed miljøgevinst), mens de administrative omkostninger ved udlægning af vådområder må forventes at afhænge af, hvor store arealer der er omfattet (og dermed er de administrative omkostninger måske til en vis grad konstante per enhed miljøgevinst). Beregning af de marginale omkostninger stiller store krav til datamaterialet, og derfor er vurderingerne af virkemidlernes administrative omkostninger udelukkende baseret på total- og gennemsnitsbetragtninger.

Principielt forventes det således, at administrationsomkostningerne afhænger af reguleringens karakter og kompleksitet. Selvom det ud fra det foreliggende materiale ikke er muligt at gennemføre egentlige analyser af disse forhold, forventes de administrative omkostninger for erhverv og offentlige myndigheder bl.a. at afhænge af følgende forhold:

- Antal regulerede bedrifter
- Informations- og dokumentationsbehov for regulerende myndighed
- Incitamenter til at omgå reguleringen, som kan medføre øgede kontrolomkostninger

- Koordinationsbehov mellem flere myndigheder
- Mulighederne for automatisering af sagsbehandling/indberetninger

For den enkelte bedrift skal det vurderes, om dataindsamling og -behandling til fx indberetninger er en integreret del af driftsledelsen eller om disse funktioner udføres udelukkende med den pågældende regulering for øje.

Ovenstående illustrerer enkelte determinanter for administrationens kompleksitet og dermed omkostninger, men antyder også vanskelighederne ved afgrænsningen af de administrative omkostninger. Fx kan en del af bedrifternes dokumentationsarbejde med lige stor ret anskues såvel som administration som driftsledelse. Og myndighedernes behandling af den indkomne dokumentation kan ikke udelukkende henføres til administrative opgaver i forbindelse med den aktuelle sagsbehandling, men kan også tjene til etablering af statistisk materiale.

Myndighedernes såvel som erhvervets opgaver i forbindelse med implementeringen af primært Vandmiljøplan II fremgår af tabel 9.1. Reguleringen opdeles i gødnings- og arealrelaterede tiltag, og i tabellen er det for de enkelte aktører angivet, hvilken type tiltag som den pågældende aktør hovedsagelig er involveret i. Tabellen er ikke en fuldkommen oversigt over samtlige relevante reguleringer og myndigheder, men kan anvendes til at danne et overblik.

Her udover skal nævnes, at der ofte iværksættes en forsknings- og rådgivningsindsats i tilknytning til miljøpolitiske initiativer, ud over den rådgivningstjenesten står for. Formålet hermed kan dels være at monitorere udviklingen i miljøeffekterne som respons til reguleringen, dels løbende at forbedre viden om årsags-virkningssammenhænge, samt sidst at reducere tilpasningsomkostningerne for den regulerede part gennem udvikling og formidling af miljøvenlige teknologier. Omkostningerne hertil skal også medtages i de økonomiske konsekvensanalyser, såfremt de kan knyttes direkte til konkrete reguleringsinitiativer, og søges så vidt muligt inddraget som et selvstændigt element i opgørelsen af de administrative omkostninger.

Tabel 9.1. Administrative opgaver for myndigheder og erhverv i relation til de enkelte tiltag

Myndigheder	Gødningsrelaterede tiltag	Arealrelaterede tiltag
Fødevarerministeriet	Plantedirektoratet ¹⁾	Direktorat for FødevarerErhverv ²⁾
	<i>Løbende administration samt tilsyn og kontrol af gødningsregnskaber samt mark- og gødningsplaner. Desuden tilsyn og kontrol ift. harmoniregler og arealtilskud til økologi</i>	<i>Udbetaling af tilskud til MVJ-ordninger, vådområder og økologi³⁾ samt jordfordeling ifm. etablering af vådområder⁴⁾</i>
	----- Plantedirektoratets distrikter (6 stk.) -----	
	Tilsyns- og kontrolopgaver	
Miljøministeriet	----- Skov- og Naturstyrelsen -----	
	<i>Fastsættelse af harmoniregler m.v., vurdering og opfølgning i forhold til de kommunale landbrugstilsyn⁵⁾</i>	<i>Tilskud til privat skovrejsning⁶⁾ og behandling af ansøgninger om etablering af vådområder⁷⁾</i>
Amter	<i>(VVM-procedurer)</i>	<i>Udpegning af SFL-områder og behandling af ansøgninger ifm. MVJ-ordninger; udpegning, sagsbehandling m.v. ifm. etablering af vådområder</i>
Kommuner	Landbrugstilsyn	
Politi og retsvæsen		
Erhverv		
Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret	<i>Sagsbehandling ifm. brødhvede-ordning samt indstilling af gødningsnormer</i>	
Lokale rådgivningscentre og andre konsulenter	<i>Bistand til udarbejdelse af mark- og gødningsplan samt gødningsregnskab, dispensationer</i>	<i>Bistand til udarbejdelse af MVJ-ansøgninger samt materiale til deltagelse i skovrejsnings- og vådområdeprojekter</i>
Landmænd	<i>Udarbejdelse af mark- og gødningsplan samt gødningsregnskab, dispensationer</i>	<i>Udarbejdelse af MVJ-ansøgninger samt materiale til deltagelse i skovrejsnings- og vådområdeprojekter</i>

¹⁾ Sektor for Miljø.

²⁾ Kontor for Miljø og Økologi.

³⁾ Kontor for Miljø og Økologi.

⁴⁾ Jordfordelingskontoret.

⁵⁾ Landbrugs- og Bioteknologikontoret.

⁶⁾ Skovpolitisk kontor samt 25 statsskovdistrikter.

⁷⁾ Naturbeskyttelseskontoret.

Kilde: Egen fremstilling.

9.2. Administrationsomkostninger for landbruget

9.2.1. Landbrugets administrative opgaver

Landbrugets administrative opgaver kan opdeles i tre led. Primært er de enkelte jordbrugere og bedrifter pålagt en række opgaver omfattende bl.a. udarbejdelse af gødnings- og markplaner.

I tilknytning hertil er Landscenteret i Skejby involveret i administrationen af gødningsrelaterede tiltag. Lokale rådgivningscentre leverer hjælp til medlemmerne på konsulentbasis, dvs. ydelser som bistand til udarbejdelse af mark- og gødningsplaner samt erklæringer til brug for dispensationsansøgninger. Desuden administrerer Dansk Landbrugsrådgivnings Landscenter den såkaldte brødhvedeordning, samt er med til at etablere grundlaget for fastsættelse af gødningsnormer, der indstilles til Plantedirektoratet.

Sidst er landbruget på nationalt plan repræsenteret i en række organisationer, der bl.a. varetager erhvervets interesser i den politiske proces. En del af disse aktiviteter vil med nogen rette kunne henføres til at være administrationsomkostninger i forbindelse med gødnings- eller arealrelaterede tiltag. Det er dog tvivlsomt, om disse opgaver vil kunne isoleres fra organisationernes øvrige virke.

I dette kapitel opgøres de administrative omkostninger for landbrugserhvervet, som følger af initiativerne i regi af de eksisterende Vandmiljøplaner. Bemærk, at gennemgangen ikke er begrænset til virkemidler i Vandmiljøplan II. Kapitlet består af tre dele: den generelle regulering af gødningsområdet, arealspecifikke tiltag og administration af brødhvedeordningen. Idet de generelle reguleringer vurderes at have langt den største betydning, er hovedvægten af indsatsen i dette kapitel lagt her.

9.2.2. Den generelle gødningsregulering

Afgrænsning

Vandmiljøplanernes administrative omkostninger for landbruget afgrænses her til de omkostninger, som følger af ressourceforbruget forbundet med den løbende fremtidige obligatoriske kontakt til myndighederne. Konkret består dette af deltagelse ved kommunernes tilsyn på bedrifterne, hvor krav til opbevaring af husdyrgødning kontrolleres, samt den årlige indrapportering af gødningsplaner og regnskaber. Virksomheder der er omfattet af reglerne skal inden 1. september udfærdige en gødningsplan

for gødningsåret. Efter planperiodens afslutning fremsendes et gødningsregnskab inden den 31. marts. Planperioden er fra 1.8 til 31.7 det følgende år. Når der her omtales planer eller regnskaber dækker det typisk både udarbejdelse af gødningsplaner og gødningsregnskaber.

I den gennemførte beregning medtages omkostninger forbundet med eksempelvis VVM godkendelser ikke på trods af, at disse i perioder utvivlsomt kan udgøre en stor byrde for den enkelte landmand. Begrundelsen herfor er, at VVM godkendelsen ikke er en administrativ del af vandmiljøplanerne, selv om der fagligt set er et betydeligt sammenspil.

Omkostningerne til tilsyn og indrapportering må forventes at variere mellem bedriftstyper. I denne analyse søges der taget hensyn til dette ved at opstille kalkuler for et antal ”typiske” bedriftstyper. Herefter foretages en aggregering på grundlag af Danmarks Statistiks oplysninger om den samlede bedriftsstruktur.

Ressourceforbrug

Ressourceforbruget ved rapporteringsindsatsen må fastsættes på grundlag af skøn, idet der ikke foreligger statistiske opgørelser herfor. Derfor er der indhentet erfaringer fra bl.a. landbrugsrådgivningen for forskellige oplæg til bedriftstyper. Opgørelsen vanskeliggøres dog af, at det var tanken, at der fra efteråret 2003 ikke længere skulle udarbejdes mark- og gødningsplaner, men at disse skulle indgå i hektarstøtteansøgningerne. Imidlertid er iværksættelsen af denne ændring blevet udskudt til efteråret 2004. (Rauer, J., pers. kommunikation). Der vil fortsat efter gødningsårets udløb skulle indsendes et gødningsregnskab. Der arbejdes dog fortsat på en yderligere forenkling af indberetningen.

Med henblik på at kvalificere grundlaget for fastsættelse af ressourceforbruget, har Dansk Landbrugsrådgivning foretaget en rundspørge til en række kvæg- og svinebedrifter i oktober 2003. Her spørges til det anslåede timeforbrug til udarbejdelse af gødningsplaner og regnskaber i 2002 og 2003.

I alt er der indkommet svar fra 33 svinebedrifter og 20 kvægbedrifter fra forskellige ERFA-grupper. Der er således ikke tale om statistisk repræsentative data, men taget det manglende datagrundlag i betragtning, styrker det grundlaget for ressourcefastsættelsen væsentligt. Det gennemsnitlige areal for svinebedrifterne er ca. 185 ha og 180

ha for kvægbedrifterne, så der er tale om store heltidsbrug. Endvidere er alderen for landmændene på mellem 30 og 45 år, så der er tale om forholdsvis yngre landmænd.

Det gennemsnitlige ressourceforbrug i 2003 fordelt på landmand og konsulent er opgjort til hhv. 9 og 5 timer for svinebrugene samt hhv. 10 og 6 timer for kvægbrugene. Det skal bemærkes, at det gennemsnitligt timeforbrug i 2002 ligger 1-2 timer lavere end for 2003, ligesom to observationer med ekstraordinært tidsforbrug er udtaget af datamaterialet for hhv. kvæg- og svinebrugene.

I de indsamlede data er der en svag tendens til, at det samlede timeforbrug (landmand + konsulent) øges med øget bedriftsstørrelse. Men da der er tale om et beskedent antal observationer og store variationer mellem disse, er tendensen ikke signifikant. Det skal igen bemærkes, at data for heltidskvæg- og svinebrugene relaterer sig til forholdsvis store bedrifter med en bedriftsstørrelse på hhv. omkring 180 ha. Til sammenligning er den gennemsnitlige bedriftsstørrelse i FØI's landbrugsregnskabsstatistik for samme brugstyper på hhv. 80 og 90 ha, dvs. og husdyrholdet er tilsvarende mindre.

Endvidere har en forespørgsel til et lokalt rådgivningscenter indikeret en del lavere timeforbrug for konsulenterne på hhv. 2 timer for en plante- og svinebedrift og 3 timer for en kvægbedrift. Oven i dette skal lægges, at data hidrører fra relativt unge landmænd, som typisk lægger en del mere arbejde i forberedelse af materialet før det sendes til konsulenter end de ældre landmænd. På dette grundlag vurderes det rimeligt at fastsætte det gennemsnitlige ressourceforbrug for heltids- svine og kvægbrugene noget lavere end i opgørelserne fra Dansk Landbrugsrådgivning.

I tabel 9.2 er det anslåede timeforbrug opgjort for de fire driftstyper: Heltids plante-, kvæg- og svinebrug samt deltidsbrug. Denne opdeling korresponderer med opdelingerne i FØI's landbrugsregnskabsstatistik.

Tabel 9.2. Anslået gennemsnitligt timeforbrug ved udarbejdelse af gødningsplan og regnskab

Driftstype	Landmand	Konsulent
Deltidsbrug ¹⁾	2 t	1 t
Plantebrug ¹⁾	6 t	3 t
Kvægbrug ²⁾	8 t	5 t
Svinebrug ²⁾	6 t	3 t

¹⁾ Eget skøn.

²⁾ Eget skøn baseret på data fra Dansk Landbrugsrådgivning.

Kilde: Egne beregninger.

Det ses, at det samlede ressourceforbrug for heltidsbedrifterne anslås til 6 timer for landmanden og 3 timer for konsulenten på plante- og svinebrugene og 8 timer for landmanden og 5 timer for konsulenten på kvægbrugene. Det skal bemærkes, at konsulenttydelser typisk er forbundet med et startgebyr svarende til en timeløn. Dette er afspejlet i de angivne gennemsnitsskøn. Da der er en væsentlig usikkerhed ved den skønsmæssige ansættelse af timeforbruget foretages en følsomhedsanalyse, hvor timeforbruget i max-skønnet sættes svarende til oplysningerne fra Dansk Landbrugsrådgivning og i min-skønnet generelt reduceres med 1/3.

Vedrørende kontroltilsyn gælder disse for landbrug med erhvervsmæssigt dyrehold. Omfanget af kontrolindsatsen er dokumenteret i Miljøstyrelsen (2003a). Antallet af disse landbrug er faldet over de seneste år til små 38.000 bedrifter i 2001, medens det samlede antal kontroltilsyn har ligget fast på godt 10.000 om året. Dette skal ses i sammenhæng med, at der skal føres tilsyn med hver ejendom hvert 3. år. Det anslås, at et kontroltilsyn incl. forberedelse medfører et arbejdsforbrug på 3 timer for landmanden, hvilket understøttes af undersøgelsen fra Dansk Landbrugsrådgivning.

Priser

Som indikeret overfor forventes ressourceforbruget for landbruget alene at bestå af arbejdskraft (egen arbejdstid) og tjenesteydelser (konsulent). Det kunne diskuteres, om der også skulle medtages omkostninger til relevante efteruddannelseskurser samt indkøb af pc-programmer. Denne type omkostninger kan dog ikke alene tilskrives rapporteringsbehovet, idet de typisk er en integreret del af den almindelige driftsledelse og desuden bidrager til at optimere driften. Derfor medtages de ikke i denne opgørelse, men der foretages en følsomhedsanalyse, hvor der medtages en engangsomkostning på kr. 10.000.

De priser, som anvendes i opgørelsen, vedrører landmandens egen indsats samt konsulentens. En indikation for landmandens timeløn, kan fås ved den gennemsnitlige lønningsevne, som er restbeløbet til aflønning af arbejdskraft sat i forhold til arbejdsindsatsen. I landbrugsregnskabsstatistikken fra FØI (2003) er denne beregnet til gennemsnitligt 114 kr./time i 2001 for samtlige heltidsbedrifter. Set i forhold til timelønnen for en specialarbejder forekommer dette noget lavt, og der foretages derfor en følsomhedsanalyse med en timeløn på 250 kr., svarende til den bedste kvartilgruppe af heltidslandbrugene.

Fastsættelsen af landmandens egen timeløn er vanskelig, bl.a. fordi der ofte er divergens mellem den reelle lønningsevne og landmandens egen vurdering (og det er sidstnævnte, som indgår som hans beslutningsvariabel). I Schou et al. (2002) anvendes en aflønning på 140 kr./time i 1997 priser, baseret på et skøn, men her vælges at basere fastsættelsen på statistiske opgørelser og supplere med en følsomhedsanalyse.

For konsulenttydelser anvendes en timepris på 500 kr., hvilket er almindelig gældende takst, og i øvrigt ligger på niveau med den, som anvendes i Schou (2003).

Resultater – budgetøkonomisk opgørelse

I nedenstående tabel 9.3 er kalkulationerne vedr. indrapportering af gødningsplan/regnskab præsenteret.

Tabel 9.3. Omkostninger ved gødningsplan/regnskab fordelt på landmand og konsulent (kr. pr. regnskab)

	Landmand	Konsulent	I alt
Deltidsbrug	228	500	728
Plantebrug	684	1.500	2.184
Kvægbrug	912	2.500	3.412
Svinebrug	684	1.500	2.184

Kilde: Egen beregning.

Det ses, at med de gennemgåede forudsætninger beløber de administrative enhedsomkostninger for landbruget af udarbejdelse af gødningsplan/regnskab sig fra 700 til 3.500 kr. pr. bedrift afhængig af type. Heraf andrager konsulenttydelserne godt 2/3 af den samlede udgift, hvilket naturligvis hænger sammen med den højere timepris.

Tages udgangspunkt i fordelingen af bedriftstyper i 2001, kan de samlede årlige omkostninger på nationalt niveau opgøres som vist i tabel 9.4.

De samlede administrative omkostninger for landbruget ved gødningsregnskaberne anslås til 75 mio. kr. årligt. Det ses, at heltidskvægbrugene andrager, med den markant højeste andel af sektorens samlede administrationsomkostningerne, godt 40 procent.

Tabel 9.4. Samlede estimerede omkostninger til udarbejdelse af gødningsplan/regnskab for den danske landbrugssektor

	Antal brug	Gns. Omk. (kr. pr. regnskab)	I alt (mio. kr.)
Deltidsbrug	22.885	728	16,7
Plantebrug	4.571	2.184	10,0
Kvægbrug	9.602	3.412	32,8
Svinebrug	6.900	2.184	15,1
I alt	43.958		74,6

Kilde: Egen beregning.

Ændring af antagelsen vedr. tidsforbrug ved indrapportering og udarbejdelse af gødningsplan/regnskab vil føre til en proportional ændring i omkostningerne. Øges tidsforbruget for heltids- kvæg og svinebrugene svarende til opgørelserne fra Dansk Landbrugsrådgivning, øges omkostningerne med 22 mio. kr. til 97 mio. kr. årligt. Omvendt reduceres omkostningerne med 25 mio. kr. pr. år til 50 mio. kr. pr. år ved en reduktion i det samlede tidsforbrug på 1/3.

Såfremt timeprisen for landmandens egen indsats øges fra 114 til 250 kr. pr. time, øges de årlige omkostninger ved gødningsplan/regnskab med 25 mio. kr. til 100 mio. kr. pr. år. Antages den høje timepris kun at gælde for heltidsbrugene øges omkostningerne til 95 mio. kr. årligt.

Tilsyn af landbrug med erhvervsmæssigt dyrehold

Tilsynet med landbrug med erhvervsmæssigt dyrehold foretages som omtalt gennemsnitligt en gang hvert 3. år, og ressourceforbruget for landmanden anslås til 3 timer pr. gang. Med en timeløn på 114 kr. svarer dette til 340 kr., forudsat at første tilsyn sker i år 0. For at fastlægge de årlige omkostninger heraf beregnes først nutidsværdien af rækken af tilsyn, hvorefter værdien annuiseres. Nutidsværdien bliver med en kalkulationsrente på 7 procent p.a. på 1.770 kr., og den annuiserede værdi her er: 120 kr. pr. år. Idet tilsynet gennemføres for 37.700 landbrug (med den hidtidige kontrolindsats) fås gennemsnitlige årlige administrative omkostninger for landbruget som følge af kontroltilsyn på 4,5 mio. kr.

Ved opgørelsen af omkostningerne ved miljøtilsynet af erhvervsmæssigt dyrehold er der foretaget en følsomhedsanalyse af ændret tidshorisont og kalkulationsrente (tabel 9.5).

Tabel 9.5. Annuiserede omkostninger af 10.000 årlige tilsyn af bedrifter med erhvervsmæssigt dyrehold

Tidshorisont / Kalkulationsrente	5 procent p.a.	7 procent p.a.	9 procent p.a.
20 år	3,8 mio. kr.	4,8 mio. kr.	4,5 mio. kr.
Uendelig	2,2 mio. kr.	4,5 mio. kr.	6,0 mio. kr.

Kilde: Egne beregninger.

Det ses, at variation af beregningsforudsætningerne kun har beskednen betydning her. Derimod har antagelsen vedr. aflønning stor betydning. Antages det, at heltidslandmandens egen timeløn er 250 kr. frem for 114, stiger omkostningen til 7,5 mio. kr. for sektoren samlet (det antages her, at alle heltids- kvæg og svinebrug er underlagt tilsyn).

Samlet vurdering vedr. gødningsreguleringen

I tabel 9.6 er de gennemførte kalkuler sammenstillet. Dette er dels gjort med de generelle forudsætninger samt for et max- og et min-scenarie. Ved max-scenariet er opgørelsen foretaget med inddragelse af samtlige forhold, som trækker i retning af at øge omkostningerne, medens det modsatte er gjort ved min-scenariet. Dog er kalkulationsrente og tidshorisont holdt fast på hhv. 7 procent p.a. og uendelig.

Tabel 9.6. Samlet opgørelse af landbrugets administrative omkostninger pr. år

	Generelle forudsætninger	Max-scenarie ¹⁾	Min-scenarie ²⁾
Gødningsplaner og regnskaber	74,6 mio. kr.	124,0 + 1,2 mio. kr.	51,0 mio. kr.
Tilsyn	4,5 mio. kr.	7,5 mio. kr.	4,5 mio. kr.
I alt	79,1 mio. kr.	132,7 mio. kr.	55,5 mio. kr.

¹⁾ Timeløn, heltidslandmand: 250 kr.; Engangsudgift på 10.000 kr. for heltidslandmænd; Tidsforbrug ved gødningsregnskab for kvæg- og svinebrug jf. Dansk Landbrugsrådgivnings data.

²⁾ Tidsforbrug ved gødningsplan -1/3.

Kilde: Egne beregninger.

Det ses, at med de generelle forudsætninger, bliver de samlede årlige administrative omkostninger for landbruget på ca. 80 mio. kr., svarende til små 1.750 kr. pr. landmand. Opdeles omkostningerne på heltids- og deltidslandmænd, anslås den gennemsnitligt årlige omkostning til ca. 700 kr. for en deltidslandmand og 2.400 kr. for en heltidslandmand. Betragtes min- og max-scenarierne fås et interval fra 56 til 133 mio. kr. årligt, svarende til gennemsnitligt mellem 1.200 og 3.400 kr. pr. landmand²⁵.

9.2.3. Brødhvedeordningen²⁶

Administrationen af brødhvedeordningen sker på Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret for Planteavl og består af følgende led:

1. modtagelse og registrering af ansøgningsskemaer
2. gennemgang af ansøgningsskemaer mht. de krævede oplysninger
3. indtastning af data fra ansøgningsskemaerne i database
4. meddelelse af svar til ansøgeren
5. afgørelse af evt. klagesager
6. oversendelse af data til Plantedirektoratet

Der er årligt 900-1.000 ansøgere til ordningen og den årlige administration af ordningen omfatter skønsmæssigt ca. 150 AC-timer og 150 HK-timer. Anvendes en gennemsnitlig timeløn på 180 kr. for HK og 250 kr. for AC-medarbejdere, fås samlede lønomkostninger på ca. 65.000 kr. Hertil skal lægges øvrige direkte omkostninger anslået til kr. 16.000, hvilket fører til årlige driftsomkostninger på 81.000 kr.

Udover lønomkostninger vil der også være omkostninger forbundet med kontorhold, husleje m.v. I analyserne for kommuner og amter anvendes en overhead på 75 procent. Anvendes denne også her, fås samlede årlige omkostninger til brødhvedeordningen på 142.000 kr.

²⁵ I en opgørelse af Erhvervs- og Selskabsstyrelsen baseret på 43 landbrug anslås erhvervets administrative byrder ved mark- og gødningsplaner til ca. 79 mio. årligt. Hertil kommer 21 mio. kr. til tilmelding til gødningsregister (afgiftsfritagelse) samt 37 mio. kr. til indgåelse af gylleaftaler, dvs. i alt ca. 137 mio. kr. årligt. Det må forventes, at Erhvervs- og Selskabsstyrelsens opgørelse ligger over den foretaget i denne rapport, idet opgørelsen omfatter flere elementer (bl.a. markplaner). Endvidere er der ikke tale om en statistisk sikker stikprøve, ligesom opgørelsesmetoden ikke er kendt. Derfor er en sammenligning problematisk, selv om det skal bemærkes, at niveauet ikke ligger helt uden for intervallet angivet i dette notat.

²⁶ Afsnittet er baseret på personlig kommunikation med Henrik Buus Frederiksen, Dansk Landbrugsrådgivning.

9.2.4. Arealsspecifikke tiltag

Arealsspecifikke tiltag omfatter ordningerne vedrørende skovrejsning, vådområder samt MVJ-ordningerne. Endvidere kan målrettet braklægning under EUs hektarstøtteordning være relevant i fremtiden, men da dette ikke er en del af VMP-reguleringen i dag, medtages det ikke her.

Enhedsomkostninger pr. sag

Administrative omkostninger ved skovrejsning og MVJ-braklægning er tidligere analyseret i Schou (2003). Tidsforbruget for landmand og konsulent ved ansøgning om tilskud under MVJ-ordningen blev da anslået af Landbrugets Rådgivningscenter (personlig kommunikation) til 1 time pr. ansøgning for landmand og konsulent fordelt med ½ time på hver. Imidlertid er der i nærværende analyser indlagt en forudsætning om et startgebyr svarende til en konsulenttime ved anvendelse af konsulenttydelser. Derfor sættes tidsforbruget her til ½ time for landmanden og 1½ for konsulent. Med dette ressourceforbrug fås en omkostning pr. MVJ-ansøgning på godt 800 kr.

Tidsforbruget for landmand og konsulent ved ansøgning om tilskud til privat skovrejsning forventes i Schou (2003) at være noget højere end ved MVJ-ordningerne. Dette skyldes, at der foruden kortbilag og ansøgningsskema skal vedlægges en detaljeret tilplantningsplan for skovrejsningsprojektet. Ifølge Småskovsforeningen Danmark tilbydes projektering af skovrejsning til en grundtakst på 500 kr. plus 50 kr. pr. ha. Hertil lægges i denne analyse 1 time for landmanden indsats. Da omkostningerne varierer afhængigt af det planlagte skovrejsningsområdes størrelse, kan der ikke sættes en fast omkostning pr. sag.

Foruden skovrejsning og MVJ-ordninger indgår etablering af vådområder også som et virkemiddel i VMPII. Ifølge Skov- og Naturstyrelsen blev der i 2002 givet tilsagn til etablering af 3.844 ha vådområder fordelt på 41 projekter²⁷. Det anslås som en meget groft skøn, at den administrative omkostning for landmanden af at indgå i et vådområdeprojekt svarer til en MVJ-aftale, dvs. 800 kr. pr. landmand. Dette niveau kan dog, da der ofte deltager mange lodsejere i disse projekter, antages at være et underkantskøn.

²⁷ http://www.sns.dk/udgivelser/2003/genopretning_vandmiljoe/vandmiljoe2002.htm.

Samlet vurdering af arealtiltag

Ifølge udkast til slutevalueringen af VMPII andrager arealet med skovrejsning i perioden 1998-2002 11.889 ha, hvoraf der i 2002 var 233 sager dækkende 1.497 ha (Jacobsen, 2004a). I samme periode har der været givet tilskud til skønsmæssigt 2.000 MVJ-sager²⁸. For vådområder skønnes det her, at der er involveret 10 landmænd pr. nyetablering, dvs. i alt 410 landmænd i 2002, som således hver bidrager med ca. 9 ha. (se også Jacobsen, 2000). Aggregeres enhedsomkostningerne pr. ansøgning på grundlag heraf, og antages det, at en gennemsnitlig skovrejsningssag omfatter 6,6 ha, fås samlede årlige administrative omkostninger for erhvervet af de arealrelaterede tiltag på 2,1 mio. kr. (tabel 9.7)

Tabel 9.7. Landbrugets administrative omkostninger pr. år af arealrelaterede tiltag

	Enhedsomkostning	Berørte landmænd	I alt (1000 kr.)
MVJ-aftaler	800 kr./sag	2.000	1.600
Vådområder	800 kr./sag	410	328
Skovrejsning	950 kr./sag	223	211
I alt	-	-	2.139

Kilde: Egne beregninger.

9.3. Myndighedernes administrationsomkostninger ved VMP II

9.3.1. Indledning

I det følgende afsnit beskrives hvilke organisationer, der er involveret i administrationen af den nuværende regulering i forbindelse med VMP II. Desuden angives skøn for de administrative omkostninger, hvor det har været muligt. De enkelte oplysninger er vurderet løbende i teksten, men der indledes med en kort beskrivelse af en række særlige forhold.

Fødevareministeriet og Miljøministeriet er de væsentligste statslige myndigheder for reguleringen på vandmiljøområdet. Reguleringen af de gødnings- og arealrelaterede tiltag administreres i Fødevareministeriet via henholdsvis Plantedirektoratets Sektor for Miljø og i Direktoratet for FødevareErhvervs Miljø- og Økologikontor.

²⁸ Anslået på grundlag af Amtsrådsforeningen: www.arf.dk/Nyhedscenter/Faktuelt/2003/FlereMVJ-ansoegningerGiverBedreMiljoe.htm.

Plantedirektoratet, Sektor for Miljø

Plantedirektoratet (Sektor for Miljø) administrerer og kontrollerer miljøreguleringen af jordbruget ifølge lovgivning om jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække. Det drejer sig om jordbrugets obligatoriske udarbejdelse af markplaner, gødningsplaner og gødningsregnskaber samt etablering af plantedække. Endvidere varetager Plantedirektoratet administration og kontrol af harmonireglerne på grundlag af regler fastsat af Skov- og Naturstyrelsens Landbrugs- og Bioteknologikontor. Derudover administrerer og kontrollerer Sektor for Miljø lovgivning om sprøjtejournaler og eftersyn af sprøjteudstyr i landbruget samt reglerne om bekæmpelse af flyvehavre.

Den fysiske kontrol af de gødningsrelaterede tiltag på bedrifterne sker fra et af Plantedirektoratets seks regionale distriktskontorer. Plantedirektoratets Kontrolkoordineringsenhed er ansvarlig for koordinationen mellem Plantedirektoratets centrale sagsbehandling og distrikternes lokale kontrolindsats.

Direktoratet for Fødevarerhverv

Direktoratet for Fødevarerhverv (DFFE) er involveret i administrationen af flere arealrelaterede tiltag såsom de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordningerne), etablering af vådområder under VMPII, samt arealtilskud til fremme af økologisk produktion. Blandt DFFE's primære opgaver er udbetaling af tilskud.

Skov- og Naturstyrelsen, Landbrugs- og Bioteknologikontoret

I Miljøministeriet er det Skov- og Naturstyrelsen, der gennem Landbrugs- og Bioteknologikontoret står for udformningen af gødningsrelaterede bestemmelser som fx. harmoniregler. Desuden administrerer Skov- og Naturstyrelsen centralt og gennem de 25 statsskovdistrikter arealrelaterede tiltag som tilskud til privat skovrejsning, statslig skovrejsning og etablering af vådområder.

Landbrugs- og Bioteknologikontoret er Miljøministeriets ansvarlige myndighed i spørgsmål om landbrugets miljøforhold, herunder regulering af miljøpåvirkning fra især kvælstof og fosfor samt lugt og andre gener. Kontoret står for forvaltning af miljøbeskyttelsesloven for så vidt angår husdyr, herunder husdyrgødnings- og pelsdyrbekendtgørelsen. Desuden tager Landbrugs- og Bioteknologikontoret sig af spørgsmål i øvrigt vedrørende integration af miljø- og naturhensyn i landbrugets arealforvaltning, herunder i lovgivning og i tilskudsordninger til landbruget.

Skov- og Naturstyrelsens Naturbeskyttelseskontor fungerer som sekretariat for Koordinationsudvalget for vådområder, og er derigennem medansvarlig for udbetaling af projektmidler til amterne til bl.a. forundersøgelser, erhvervelser, kompensationer og anlægsaktiviteter. Koordinationsudvalget, som er sammensat af repræsentanter for Skov- og Naturstyrelsen, DFFE og amterne, godkender de enkelte projekter og sikrer bl.a. overvågningen af de natur- og miljømæssige effekter af de etablerede vådområder.

Amter

På det regionale niveau er amternes administration af MVJ-ordningerne og etableringen af vådområder af mest relevans for VMPII, bl.a. gennem udpegning af SFL-områder og potentielle vådområder. Amterne varetager herudover en række opgaver inden for natur- og miljøområdet. Indenfor naturbeskyttelse består amternes arbejdsopgaver i planlægning, registrering, rejsning af fredningssager og pleje af naturen. Desuden varetager amterne en række opgaver indenfor miljøbeskyttelse, jordforurening, vandforsyning, havmiljø og vandløb. Bl.a. har amterne ansvaret for at godkende og føre tilsyn med særligt miljøbelastende virksomheder, som fx. den tunge del af industrien, dambrug og havbrug. Amterne godkender desuden de fleste udledninger af spildevand, og overvåger miljøtilstanden i grundvand, vandløb, søer og kystnære havområder.

Amterne står i kraft af deres position som myndighed for natur- og miljøopgaver i det åbne land centralt i forbindelse med de arealrelaterede tiltag, primært i kraft af deres engagement i MVJ-ordningerne samt ved etableringen af vådområdeprojekter. Amterne står for at identificere og gennemføre de enkelte vådområdeprojekter. De teknisk-biologiske forundersøgelser i forbindelse med vådområdeprojekter foretages af amterne, som desuden har ansvaret for at erhverve, sælge, kompensere m.v. de relevante arealer.

Amternes arbejdsopgaver er ikke direkte relevante i en gennemgang af VMPII's gødningsrelaterede tiltag. Det bør dog bemærkes, at amterne fx. gennem deres udarbejdelse af VVM-godkendelser alligevel kan have stor indflydelse på fx. udvidelser af husdyrproduktionen.

Kommuner

Kommunerne har ansvaret for en række landbrugsrelevante opgaver indenfor vandløbslovgivning, miljøbeskyttelse, miljøtilsyn og affald, og er som tilsynsmyndighed

for landbruget involveret i regulering af bl.a. gødnings-, kemikalie og affaldshåndtering.

Kommunerne primære opgaver i relation til landbruget er miljøtilsyn med landbrug, fx tilsyn med anvendelse af spildevandsslam til jordbrugsformål, opbevaringskapacitet i forbindelse med husdyrgødning, samt tilsyn med opbevaring og anvendelse af bekæmpelsesmidler, kunstgødning og husdyrgødning. Desuden varetager kommunerne miljøgodkendelser af større landbrug, anmeldelsessager (afgørelser ved udvidelser) samt lokaliserings- og landzonetilladelsessager.

De kommunale tekniske forvaltninger spiller igennem deres landbrugstilsyn en vigtig rolle i håndhævelsen af bl.a. de gødningsrelaterede bestemmelser i miljølovgivningen. Den seneste samlede opgørelse af de kommunale miljøtilsyn er samlet i Miljøstyrelsen (2003), og heri præsenteres bl.a. omfanget af de kommunale landbrugstilsyn i 2001. De kommunale landbrugstilsynsberetninger indrapporteres til Skov- og Naturstyrelsen, som står for vurdering og opfølgning i forhold til bl.a. de aftalte minimumsfrekvenser for tilsyn. Kommunernes tilsynsindsats omfatter godkendelser, tilsyn og kortlægningopgaver. Ved tilsynsopgaver forstås det egentlige tilsyn på virksomheder og landbrug, samt hermed tilknyttede vejledningsopgaver og sagsbehandling.

I det omfang at den enkelte landbruger ikke efterlever reglerne og myndighedernes afgørelser eller påbud ikke respekteres, kan sagen overgives til politimyndighederne til videre foranstaltning. En nærmere analyse af politiets eller det retslige systems administrative omkostninger til håndhævelse af regulering på vandmiljøområdet falder uden for rammerne af indeværende notat.

9.3.2. Administrationsomkostninger ved gødningsrelaterede tiltag

Plantedirektoratet, Sektor for Miljø

Iflg. regnskabstal fra 2002²⁹ var Plantedirektoratets sektor for Miljøes omkostninger til administration relateret til gødningsområdet³⁰ 20,8 mio. kr. og de tilsvarende tal for distrikternes kontrolarbejde 4,6 mio. kr. Disse tal inkluderer overheads i form af fællesomkostninger ved såvel de centrale opgaver som distrikternes arbejde. Således kan

²⁹ Omkostninger er fordelt til sagsområder pba. regnskabstal fra Plantedirektoratet fra økonomifuldsmægtig Carl Thalbitzer.

³⁰ Disse opgivelser inkluderer opgaver relateret til administration og kontrol af harmonikrav, idet det ikke er muligt at udskille disse aktiviteter fra opgaver ifm. Gødningsregnskaber.

Plantedirektoratets samlede administrative omkostninger ved gødningsregnskaber m.v. opgøres til 25,4 mio. kr.

Plantedirektoratets regionale distrikter varetager desuden arealkontrollen i forbindelse med udbetalingen af arealtilskud til økologisk drift, som Direktoratet for FødevareErhverv varetager.

Amter

Amternes arbejdsopgaver er ikke direkte relevante i en gennemgang af VMPII's gødningsrelaterede tiltag. Det bør dog bemærkes, at amterne fx. gennem deres udarbejdelse af VVM-godkendelser alligevel kan have stor indflydelse på fx. udvidelser af husdyrproduktionen.

Kommuner

I 2001 var kommunernes samlede indsats til landbrugstilsyn på 98,4 årsværk (Miljøstyrelsen, 2003). Dette tal omfatter udelukkende indsatsen på landbrug med erhvervsmæssigt dyrehold. Pga. forskellige fortolkninger af indberetningsskemaernes korrekte udfyldning, er det ikke muligt at vurdere, hvor stor tilsynsindsatsen på andre landbrug (plantebrug) har været det pågældende år. Det drejer sig konkret om, at en del af tilsynsindsatsen for landbrug uden erhvervsmæssigt dyrehold formentlig er registreret under såvel 'andet' (knap 45 årsværk) som 'andre virksomheder' (godt 72 årsværk). Det er dog ikke muligt at præcisere denne indsats nærmere. Det vurderes dog, at de næsten 38.000 landbrug med erhvervsmæssigt dyrehold er de meste interessante fra et vandmiljøplanperspektiv.

Den registrerede tilsynsindsats indbefatter som ovenfor nævnt en række ikke-kvælstofrelaterede tilsynsopgaver, som fx kemikalie- og affaldshåndtering, og derfor er de knap 100 årsværk at regne som et overkantskøn for den kvælstofrelaterede indsats på bedrifterne med erhvervsmæssigt dyrehold. Til gengæld er indsatsen på bedrifter uden erhvervsmæssigt dyrehold ikke indeholdt. Det er således ikke uden nærmere og omfattende analysearbejde muligt at indkredse fordelingen til enkeltopgaver, og derfor anvendes 100 årsværk som et groft skøn for de kommunale omkostninger relateret til gødningsbestemmelser.

Til brug for beregning af den samlede tilsynsindsats målt i årsværk, er der i Miljøstyrelsen (2003) fastsat en beregningspris på 461.000 kr. pr. årsværk. Beløbet dækker

gennemsnitlige løn- og sociale omkostninger³¹ for en nyansat akademisk medarbejder og de tilknyttede overheads. Med den angivne beregningspris på et årsværk og det skønnede ressourceforbrug på de kommunale landbrugstilsyn fås et samlet ressourceforbrug på 46 mio. kr.

Det forventes, at kommunerne i kraft af deres myndighedsopgaver i forhold til vandløbslovgivningen vil kunne få forøget de administrative opgaver i forbindelse med et eventuelt udtagningsscenario. Det er ikke på baggrund af eksisterende materiale muligt at skønne over omfanget af de administrative opgaver, som i dette tilfælde vil blive pålagt kommunerne.

9.3.3. Administration af areal- og driftsrelaterede tiltag

Direktoratet for FødevarerErhverv

Ifølge oplysninger fra Miljø- og økologikontoret³² var DFFE's administrative omkostninger forbundet med hhv. MVJ-ordningerne og arealtilskud til økologi i 2002 på hhv. 5,7 mio. kr.³³ og 10,4 mio. kr.³⁴ Disse omkostninger inkluderer ikke udvikling af nye IT-systemer, og kan derfor anses som underkantsskøn.

Personaleressourceforbruget var for MVJ-ordningernes vedkommende på godt 8,4 årsværk og for økologi-tilskud på godt 15,1 årsværk. Hertil skal lægges omkostninger til fysisk kontrol i forbindelse med arealtilskud. Plantedirektoratet, som står for den fysiske kontrol af udvalgte ejendomme vedrørende økologi-arealtilskud anslår disse omkostninger til at være ca. 1 mio. kr. for de ca. 250 bedrifter, som blev kontrolleret i 2002. Dette svarer til ca. 7 procent af de autoriserede økologiske bedrifter.

Mht. til varigheden af de forskellige ordninger, er det ikke på baggrund af det foreliggende muligt at splitte administrationsomkostningerne ud på MVJ-ordningernes forskellige bindingsperioder, mens tilskud til omlægning til økologisk drift er baseret på en bindingsperiode på typisk 5 år.

I forbindelse med etableringen af vådområder under VMPII, samarbejder DFFE's Jordfordelingskontor med bl.a. Vådområdesekretariatet i Skov- og Naturstyrelsen om ejendomsmæssige forundersøgelser. De årlige administrative omkostninger i forbin-

³¹ Fx pension og forsikringer.

³² Hans Jørgen Langfrits, DFFE's Miljø og Økologikontor.

³³ 3.968 tkr. til lønudgifter og 1.707 tkr. i driftsudgifter.

³⁴ 7.200 tkr. til lønudgifter og 3.202 tkr. i driftsudgifter.

delse med direktoratets jordfordelingsopgaver anslås³⁵ til at være mindst 2,5 mio. kr., svarende til 5 årsværk.

Tidshorisonten ved vådområdeprojekter er i princippet 20 år, svarende til udbetalingen af indkomstkompensation m.v., men reelt forventes de berørte områder at være permanent ude af landbrugsproduktion.

Skov- og Naturstyrelsen

Skov- og Naturstyrelsens Naturbeskyttelseskantor fungerer som sekretariat for Koordinationsudvalget for vådområder. De årlige administrative omkostninger forbundet med denne sekretariatsfunktion vedrørende vådområder er på 1 mio. kr.³⁶ svarende til ca. 2 årsværk.

Skov- og Naturstyrelsen står desuden for administrationen af tilskud til privat skovrejsning. Arbejdet varetages af Skovpolitisk kontor og de enkelte statsskovdistrikter, og det skønnes, at de årlige administrative omkostninger er ca. 4,7 mio. kr.³⁷ Generelt må tidshorisonten for skovrejsning opfattes som uendelig.

Amter

Til brug for denne opgørelse er amternes årlige personaleressourceforbrug til administration af fx. forundersøgelser og etablering af vådområder under VMPII skønnet på baggrund af en rundspørge til amterne og oplysninger fra Skov- og Naturstyrelsen³⁸. Det samlede årlige ressourceforbrug anslås herved til ca. 23 årsværk svarende til 14,4 mio. kr. ved en gennemsnitlig omkostning (inkl. overheads) på 638.000 kr. pr. årsværk³⁹. Dette niveau afspejler indsatsen i 2002, hvorimod det skønnes at den tilsvarende indsats i 2001 var noget lavere. Skønnet anses for at være et overkantsskøn, der også inkluderer administrative omkostninger forbundet med de natur- og friluftstiltag, som projekterne ofte suppleres med, men som ikke direkte kan henføres til kvælstofreduktion. Amterne modtager gennem Vådområdesekretariatet 2,5 mio. kr. om året til at dække de administrative omkostninger i forbindelse med vådområdeprojekterne. På

³⁵ Lars Grumstrup, DFFE's Jordfordelingskontor.

³⁶ Landskabsarkitekt Katrine Fabricius, Skov- og Naturstyrelsens Naturbeskyttelseskantor (Vådområdesekretariatet).

³⁷ Forstfuldmægtig Thomas Vestergaard-Nielsen, Skovpolitisk kontor, Skov- og Naturstyrelsen.

³⁸ Katrine Fabricius, Skov- og Naturstyrelsen.

³⁹ Jf. notat af 23.10.2003 fra Peter Vergo, Amtsrådsforeningen. Her anvendes således en noget højere beregningspris end forudsat i afsnittet om det kommunale landbrugstilsyn, dvs. 475.000 kr. inkl. overheads.

baggrund af ovenstående skøn kan det således anslås, at amternes eget bidrag er på næsten 12 mio. kr.

Amternes administrative omkostninger til MVJ-ordninger er for tiden ved at blive belyst i forbindelse med en evaluering af landdistriktsprogrammet. Her anvendes niveauet fra den seneste evaluering af ordningen (Strukturdirektoratet og Amtsrådsforeningen, 1999) som et groft skøn for amternes ressourceforbrug til administration af MVJ-ordningerne. I 1999 var de administrative omkostninger 15,3 mio. kr. for amterne. Heraf blev 11,3 mio. kr. refunderet fra DFFE og amterne måtte derfor selv afholde de resterende 4 mio. kr. til administrationsopgaver. I det følgende skønnes amternes administrationsomkostninger i forbindelse med MVJ-ordningerne at udgøre godt 15,3 mio. kr.

9.3.4. Myndighedernes samlede administrationsomkostninger

I tabel 9.8 herunder er ovenstående oplysninger søgt opsummeret i tabelform. Materialet er ikke fuldstændigt og skal derfor tages med forbehold. Tabel 9.8 viser, at de samlede administrative omkostninger i 2002 er opgjort til godt 55 og 71 mio. kr. for hhv. de areal- og gødningsrelaterede tiltag. De administrative opgaver forbundet med de sidstnævnte tiltag løses primært af Plantedirektoratet og af kommunerne i forbindelse med landbrugstilsyn. De arealrelaterede tiltag involverer flere myndigheder, og fx. for etableringen af vådområder sker administrationen ved tre forskellige myndigheder. De samlede administrative omkostninger ved de viste tiltag er på godt 125 mio. kr. for 2002, og dette vurderes – især pga. af den øgede aktivitet mht. vådområder – at være højere end de tilsvarende beløb for årene inden.

Tabel 9.8. Samlede omkostninger for de enkelte tiltag fordelt på virkemidler og myndigheder

Mio. kr. pr. år (2002)	PDIR ^{a)}	DFFE ^{b)}	SNS ^{c)}	Amter	Kommuner	I alt
Arealtiltag						
MVJ-ordninger		5,7		15,3 ^{d)}		21,0
Skovrejsning (privat)			4,7			4,7
Vådområder		2,5	1,0	14,4		17,9
Økologi arealtilskud	1,1	10,4				11,5
- sum af arealtiltag						55,1
Gødningstiltag						
Gødningsregnskaber inkl. harmoniregler m.v.	25,4					25,4
Landbrugstilsyn					46 ^{e)}	46,0
- sum af gødningstiltag						71,4
I alt	26,5	18,6	5,7	29,7	46,0	126,5

Noter: a: Plantedirektoratet; b: Direktoratet for FødevareErhverv; c: Skov- og Naturstyrelsen; d: 1999-niveau; e: 2001-niveau.

Kilde: Egne beregninger.

I tabel 9.9 er de administrative omkostninger ved de arealrelaterede tiltag søgt relateret til såvel de berørte arealer som til de meddelte tilsagn og udbetalte støttebeløb. Der er tale om meget grove indikatorer for de relative administrationsomkostninger, og de viste resultater bør fortolkes med forbehold, som angivet i noterne såvel som nedenfor.

Tabellen viser de totale administrative omkostninger i 2002 sammen med den det relevante areal og årets samlede tilsagnsbeløb for hver af de arealrelaterede tiltag. Desuden viser tabellen de relative administrationsomkostninger, som fremkommer ved at relatere disse til tilsagnsbeløbets størrelse. Dette mål for de relative administrationsomkostninger forudsætter implicit, at de enkelte ordninger kan antages at være i en slags "steady state", hvor de administrative omkostninger og tilsagnsbeløbene ikke er underlagt store udsving, og at de administrative opgaver kan antages at være af samme omfang og art de enkelte år. For tilsagn, der strækker sig over flere år, antages de administrative opgaver for den enkelte sag det første år primært at knytte sig til behandling af ansøgningsmaterialet, mens de følgende års administration knytter sig til kontrol- og evt. udbetalinger.

Tabel 9.9. Administrationsomkostninger for de arealrelaterede tiltag

Tiltag	Adm. omk. mio. kr.	Areal Ha	Tilsagn mio. kr.	Relative adm. omk. ift. tilsagn pct.
Arealtilskud økologi	11,5	171.800	108,6	11
MVJ-ordninger	21,0	95.300	251,4	8
Vådområder	17,9	4.303	205,0	9
Privat skovrejsning	4,7	1.497	121,9	4
Samlet	55,1		686,9	8

Kilder :

Arealer opgjort som tilsagnsarealer for økologi- og MVJ-ordninger (Hans Jørgen Langfrits, DFFE). Vådområdearealet er opgjort som samtlige hektar som blev afsluttet eller var under gennemførelse i 2002 iflg. Skov- og Naturstyrelsen (2003) Genopretning af vådområder under Vandmiljøplan II: Årsberetning 2002. For skovrejsning er kun medregnet det bevoksede areal på de 233 projekter, der er meddelt et samlet tilsagn på 121,9 mio. kr. i 2002 (ffm. Thomas Vestergaard-Nielsen, SNS). Fra 1998 til 2002 var det samlede private skovrejsningsareal med tilskud på 8410 hektar. Tilsagnsbeløb dækker de forventede samlede udbetalinger i perioder af forskellig længde afhængig af den relevante ordning, som hovedregel 5 år (økologisk arealtilskud), 5 eller 20 år (MVJ-aftaler) og 20 år (vådområder og skovrejsning). Tabellen er opstillet pba. omkostnings- og arealopgivelser fra Hans Jørgen Langfrits (DFFE) for økologisk arealtilskud og MVJ-ordninger. For vådområder og skovrejsning er oplysninger taget fra slutevalueringen af VMPII (Jacobsen, 2000).

Når administrationsomkostningerne relateres til de samlede tilsagnsbeløb fremstår tilskud til privat skovrejsning som den billigste i administration (4 procent) i forholdt til de øvrige tiltag, der ligger i intervallet fra 8 til 11 procent. Forskellene i de relative administrationsomkostninger kan delvis forklares ved de forskellige krav til kontrol, som de enkelte ordninger stiller. Disse tal dækker desuden over et bredt spænd i arten af de administrative opgaver, som for de økologiske arealtilskud væsentligst er udbetalings- og kontrolopgaver, til de mangeartede opgaver af fx teknisk-biologisk karakter for vådområdernes vedkommende. De relativt høje omkostninger for vådområderne afspejler desuden delvist det øgede koordinationsbehov mellem såvel lodsejere som myndigheder, som etableringen af vådområder er afhængig af.

De administrative omkostninger er ikke direkte relateret til omkostningerne pr. kg N reduceret udvaskning, men det vurderes, at omkostningerne pr. kg N for de anførte virkemidler vil stige med samme procent, som angivet i tabel 9.9. Omkostningerne for fx vådområder stiger således med 9 pct. målt i kr. pr. kg N i reduceret udvaskning.

Beregninger af administrationsomkostningernes relative størrelse er helt afhængige af de valgte parametre, og der er ikke altid en oplagt indikator. Oplysningerne repræsenterer et øjebliksbillede af de administrative omkostninger, og et bedre datagrundlag –

fx fra flere år – vil uden tvivl kunne give en bedre belysning af de administrative omkostningers relative omfang.

9.4. Sammenfatning af administrationsomkostninger

De samlede administrative omkostninger ved eksisterende vandmiljø-reguleringer fremgår af tabel 9.10. Omkostningerne knytter sig til generelle forpligtigelser i forbindelse med gødningsregnskaber og tilsyn samt ansøgninger til skovrejsnings- og MVJ-tilskud. Da der ikke tidligere er foretaget en lignende analyse af vandmiljøplanernes administrative byrder, har en stor del af arbejdet omfattet dataindsamling og vurderinger af ressourceforbrug. I tabel 9.10 er resultaterne sammenfattet fordelt efter erhverv og myndigheder samt aktivitet.

Det fremgår af tabel 9.10, at langt størsteparten af landbrugets omkostninger (95 procent) relaterer sig til gødningsregnskaberne, medens myndighedernes omkostninger fordeler sig noget mere jævnt på de forskellige tiltag.

Tabel 9.10. Administrative omkostninger som følge af VMP-virkemidler, mio. kr. pr. år (budgetøkonomisk opgørelse)

Tiltag	Landbrug	Myndigheder
Gødningsregnskaber, harmoniregler og tilsyn	79,1	71,4
MVJ-aftaler og vådområder	1,9	38,9
Skovrejsning	0,2	4,7
Økologi-arealtilskud	¹⁾	11,5
Administration af brødhvedeordning	0,1	0
I alt	81,2	126,5

Bem.: ¹⁾ Landmandens administrative omkostninger forbundet med tilskuddet til økologi antages indeholdt i de generelle indrapporteringer og tilsyn.

Kilde: Egne beregninger.

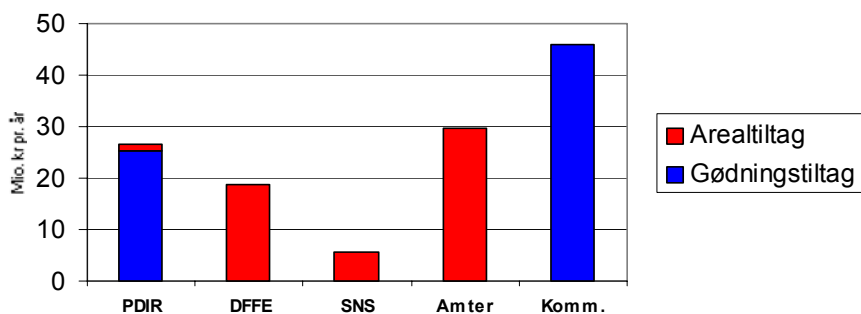
Samlet set andrager de administrative omkostninger 208 mio. kr. årligt fordelt på 81 mio. kr. på erhvervet (39 pct.) og 127 mio. kr. på myndighederne (61 pct.). Den generelle gødningsregulering bidrager med hovedparten af de samlede administrative omkostninger svarende til godt 70 procent. Den næststørste post er MVJ-tilskud, som står for ca. 20 procent af de samlede administrative omkostninger.

Ses der på fordelingen af myndighedernes omkostninger (figur 9.1), har kommunerne den største andel af de administrative omkostninger efterfulgt af Fødevareministeriets direktorater (DFFE og PDIR).

Der er en vis usikkerhed forbundet med de præsenterede opgørelser. For myndighedernes omkostninger vurderes usikkerheden at være forholdsvis begrænset, idet opgørelserne er baseret på bl.a. virksomhedsregnskaber og supplerende opgørelser⁴⁰. Der kan dog være afvigelser i metoderne bag de forskellige myndigheders fordeling af omkostninger på enkeltopgaver, beregning af faste omkostninger m.v., som det ikke har været muligt at vurdere nærmere.

Opgørelsen af landbrugets administrative omkostninger er i højere grad baseret på skøn for ressourceforbrug. Derfor er der foretaget en følsomhedsanalyse på omkostningerne til udarbejdelse af gødningsregnskaber. Dette giver et min-max spænd fra 51 til 124 mio. kr. årligt. Der er dog generel enighed om ressourceforbrug og timepriser anvendt i den primære analyse. Derfor synes det rimeligt med et samlet skøn på ca. 80 mio. kr. årligt for landbrugets samlede administrative omkostninger til udarbejdelse af gødningsregnskaber.

Figur 9.1. Administrative omkostninger fordelt på offentlige myndigheder



Kilde : Egne beregninger (se også tabel 9.6).

⁴⁰ Dog er skønnet for kommunernes administrative omkostninger temmelig usikkert.

9.5. Administrationsomkostninger ved en kvælstofafgift

Told- og Skattestyrelsen har for Arbejdsgruppen om økonomiske virkemidler til regulering af kvælstof og fosfor (F2) vurderet de administrative omkostninger, der knytter sig til en indførelse af et afgiftssystem for kvælstof, baseret på en kvælstofbalance på landbrugssektorniveau (Larsen et al., 2003).

Told- og Skattestyrelsen vurderer, at engangsudgifterne ved balanceafgiftsmodellen er 6,3 mio. kr., som primært omfatter systemtilretninger. Desuden omfatter implementeringen 5,5 årsværk til udvikling og 30-55 årsværk til vejledningsopgaver. Ved en gennemsnitlig årsværkspris på 475.000 kr. svarer disse oplysninger til samlede engangsomkostninger på mellem 23 og 35 mio. kr. Den løbende drift skønnes at koste knap 600.000 kr. årligt til edb-drift og udsendelser af blanketter m.v. og 4 årsværk til registrering m.v. Den løbende kontrolindsats varierer mellem 26 og 151 årsværk alt efter om kvælstoffikserende planter afgiftsbelægges eller ej. Desuden skønnes personelforbruget til løbende sagsbehandling og forespørgsler at udgøre 9 årsværk. Samlet udgør de løbende administrative omkostninger til driften mellem 19 og 79 mio. kr. årligt. Told- og Skattestyrelsens oplysninger er summeret i nedenstående tabel 9.11.

For at lette sammenligneligheden med de øvrige administrationsomkostninger i dette kapitel, er implementeringsomkostningerne omregnet til årlige beløb vha. en annuitering ved en rentefod på hhv. 3 og 6 procent. De samlede løbende omkostninger bliver herved mellem 20 og 80 mio. kr. Der er tale om et meget stort spænd, der primært kan forklares ved de store yderligere kontrolomkostninger (svarende til ca. 125 årsværk) som Told- og Skattestyrelsen vurderer, at en afgift på dyrkningen af kvælstoffikserende afgrøder vil medføre. Det relativt lave bud på de administrative omkostninger kan primært forklares ved, at afgiften udelukkende opkræves hos leverandører og aftagere af kvælstofholdige varer fra landbruget, svarende til hhv. 1.600 og 1.000-2.000 virksomheder. Såfremt dyrkning af kvælstoffikserende afgrøder inddrages i afgiftsmodellen, vil dette medføre kontrol af knap 28.000 landbrug.

De administrative omkostninger afhænger desuden af, hvor præcist kvælstofindholdet i de solgte varer skal bestemmes, fx ved målinger af individuelle partier eller vha. standarder for proteinindhold.

Tabel 9.11. Implementerings- og driftsomkostninger ved kvælstofbalancemodellen

	Ressourceforbrug ÅV ¹⁾	Mio. kr.
Implementering		
Systemtilretninger		5,6
Udsendelse m.v.		0,7
Udvikling	5,5	2,6
Vejledning (hhv. individuel og gruppevis)	30 - 55	14,3 - 26,1
Investeringer i alt		23,2 - 35,1
Investeringer (årlig udgift ved 6 pct.)		1,4 - 2,1
Investeringer (årlig udgift ved 3 pct.)		0,7 - 1,1
Drift		
Edb		0,3
Udsendelse		0,3
Registrering	4	1,9
Sagsbehandling m.v.	9	4,3
Kontrol (hhv. uden og med afgift på kvælstoffikserende planter)	26 - 151	12,4 - 71,7
I alt		19,1- 78,5

Bem.: Baseret på notat fra Told- og Skattestyrelsen 17. juli 2003: Økonomiske styringsinstrumenter til reduktion af kvælstofmiljøbelastning – Vandmiljøplan 3.

¹⁾ 1 årsværk (ÅV)= 475.000 kr.

Kilde: Egne beregninger.

9.5.1. Effekt for myndighederne

Ændringerne i myndighedernes samlede administrative omkostninger ved introduktionen af en kvælstofafgift vil afhænge af den præcise implementering af afgiften, herunder hvordan kontrolopgaverne skal løftes. Her skal blot diskuteres nogle generelle aspekter af en sammenligning af de administrative omkostninger.

Med udgangspunkt i 2002 var myndighedernes samlede administrative omkostninger til areal- og gødningsrelaterede tiltag på hhv. 55 og 71 mio. kr. Ifølge Told- og Skattestyrelsens vurderes de administrative omkostninger ved en kvælstofafgift til at ligge mellem 20 og 80 mio. kr. årligt. I første omgang synes det ikke relevant at inddrage omkostningerne ved de arealrelaterede tiltag i en sammenligning mellem det nuværende system og et system baseret på en kvælstofafgift. Det skyldes primært, at de arealrelaterede tiltag har en lang række andre målsætninger end kvælstofreduktion, og at en kvælstofafgift derfor ikke vil erstatte de enkelte ordninger.

Derfor drejer dette afsnit sig primært om en sammenligning af administrationsomkostningerne ved det kommunale landbrugstilsyn samt Plantedirektoratets opgaver på gødningsområdet.

Det er ikke muligt at angive, hvor stor en del af det kommunale landbrugstilsyn, som vil bortfalde eller ændres væsentligt ved introduktionen af en kvælstofafgift, men det vurderes, at de kommunale administrationsomkostninger på landbrugsområdet ikke vil ændres væsentligt ved en eventuel ændring.

Derimod vil introduktionen af en kvælstofafgift sandsynligvis betydeligt overlappe med Plantedirektoratets nuværende administrative opgaver på gødningsområdet. Det er vanskeligt at vurdere, hvor meget Plantedirektoratets administrative omkostninger vil ændre sig ved en omlægning af reguleringen, men administrationen af gødningsområdet er klart den omfangsmæssigt største opgave for Sektor for Miljø, svarende til mere end 90 procent af ressourceforbruget eller ca. 23 mio. kr. Alt andet lige vil Plantedirektoratets administrative omkostninger derfor ændre sig betydeligt ved et bortfald af gødningsregnskaber samt mark- og gødningsplaner som miljøpolitisk virkemiddel.

9.5.2. Effekt for landbruget

Indførsel af en afgift baseret på kvælstofoverskud antages i denne analyse at erstatte den eksisterende normregulering. Dermed antages den dertil hørende pligt til indrapportering af gødningsregnskab at ophøre. Dette er dog ikke ensbetydende med, at aktiviteterne i form af gødningsplanlægning ophører. Således må en driftsøkonomisk optimal tilpasning til en N-afgift forventes at kræve en stort set tilsvarende indsats. Der kan imødeses en mindre besparelse, idet den enkelte landmand ikke fremover er forpligtiget til at holde sig ajour med år til år justeringer i normreguleringen. Dette anslås at føre til et reduceret ressourceforbrug for alle landmænd på 1 time årligt. Derimod påvirkes ressourceforbruget for konsulenttydelserne ikke, idet faglig opdatering kun har minimal betydning for omkostningerne ved rådgivning af den enkelte landmand (en konsulent betjener mange landmænd).

Med disse antagelser kan besparelsen i landbrugets administrative omkostninger ved erstatning af normreguleringen med en N-afgift anslås til godt 100 kr. pr. landmand eller 5 mio. kr. årligt (beregnet som 1t pr. landmand x 114 kr. pr. time x 44.000 landmænd). Antages det, at ressourcebesparelsen kun udgør det halve, dvs. ½ time pr. landmand, reduceres besparelsen også til det halve (2,5 mio. kr. årligt).

9.5.3. Sammenligning mellem gødningsregnskab og afgifter

Samlet kan det konkluderes, at et bortfald af gødningsregnskabssystemet vil reducere administrationsomkostningerne i Plantedirektoratet med ca. 23 mio. kr. (harmoniregler fastholdes). Omvendt er det vurderet, at en afgift ville medføre en meromkostning på mellem 19 og 79 mio. kr. Endvidere er det for erhvervet beregnet, at en afgift vil reducere de administrative omkostninger med ca. 5 mio. kr. Dette er et meget begrænset fald i forhold til erhvervets samlede omkostninger på 79 mio. kr. årligt.

Samlet for landbruget og det offentlige vil et skift fra gødningsregnskaber reducere omkostningerne med 28 mio. kr., mens introduktionen af afgifter vil koste 19 til 79 mio. kr. alt efter om kvælstoffikserende afgrøder indgår. På den baggrund er konklusionen, at en overgang til afgifter uden N-fikserende afgrøder kun vil reducere de administrative omkostninger i beskedent omfang og at såfremt kvælstoffikserende afgrøder inddrages, så vil der være tale om en øget omkostning med de angivne forudsætninger. Det antages, at den beskrevne administration af afgifter fuldt ud erstatter Plantedirektoratets opgaver ved gødningsregnskaber m.m.

10. Afledte effekter ved regulering af næringsstoffabet

10.1. Velfærdsøkonomisk scenarieanalyse

Formålet med velfærdsøkonomisk scenarieanalyse er at give et konsistent kvantitativt grundlag for at sammenligne miljøpolitiske initiativer, og dens konsekvenser for både markedsomsatte goder (varer, produktionsfaktorer m.v.) og ikke-markedsomsatte goder (milkvalitet, biodiversitet, rekreative muligheder, m.v.). I dette kapitel opgøres således værdien af andre miljøeffekter, end de reguleringen er rettet imod.

Inddragelse af disse afledte effekter ved vurdering af forskellige scenarier i en omkostningseffektivitets-analyse er nødvendig for en konsistent sammenligning. Ideelt set bør afledte effekter opgøres i monetære værdier på grundlag af prissætningsstudier.

Alternativt kan en afledt miljøeffekt prissættes ved anvendelse af dens såkaldte skyggepris. Dette kan kun gøres, såfremt der foreligger en målsætning for reduktion af den pågældende effekt samt, at der er iværksat initiativer til at nå denne. Såfremt der efterfølgende iværksættes andre miljøtiltag med afledte effekter på den opstillede målsætning er rationalet, at de iværksatte initiativer på det oprindelige område kan lempes tilsvarende. Denne lempelse repræsenterer en omkostningsbesparelse, som anvendes til at prissætte den afledte effekt. Skyggeprisen beregnes som omkostningsbesparelsen pr. enhed ændret miljøeffekt. Det skal understreges, at skyggepris-tilgangen kun kan anvendes til prissætning af afledte effekter og ikke til prissætning af primære effekter, idet sidstnævnte vil føre til en cirkelslutning.

10.2. Afledte emissionseffekter af de enkelte tiltag

Afledte effekter er bl.a. beskrevet i Leth-Petersen, et al. (2003) og i Olesen et al. (2003). I den førstnævnte rapport er de afledte effekter af kvælstofreguleringen på ammoniakfordampning, natur og klima diskuteret og foreløbigt opgjort, mens den sidstnævnte rapport kvantificerer effekten på klimagasserne (CH₄, N₂O og CO₂) opgjort i CO₂- ækvivalenter. Endvidere burde effekter på pesticidforbruget også være inddraget, men da der ikke er præcise opgørelser af effekten af alle virkemidler på pesticidforbruget, er denne effekt ikke medtaget. For udtagning og omlægning til økologi vil der dog typisk være et stop for brug af pesticider.

De nævnte rapporter beskriver også virkemidlernes konsekvenserne for fosfortab til vandmiljøet. Da dette tab relaterer sig direkte til de vandmiljøeffekter, som er målet for reguleringen, indgår den ikke blandt de afledte effekter.

Resultaterne af de beregnede sideeffekter er sammenfattet i tabel 10.1. Det ses, at hvad angår klimagasser og ammoniakemissioner foreligger der analyser af effekterne for stort set alle virkemidler. Der er her anvendt klimagruppens opgørelser (Olesen et al., 2003). Derimod er der kun foretaget kvalitative vurderinger vedr. effekter på natur. Det kan bemærkes, at effekten på natur for nogle virkemidler er en funktion af ændringerne i andre afledte effekter som fx ammoniakemissioner.

Tabel 10.1. Beskrivelse af afledte effekter på nationalt niveau af VMPIII-virkemidler (ændring pr. år)

Virkemiddel	Ammoniakemission (ton NH ₃ -N)	Klimagasser (1.000 ton CO ₂ -ækvivalenter)	Natur ⁴⁾
Øget udnyttelse af husdyrgødning (5 pct.)	250	112	+
Reduceret N-norm (10 pct.)	900	407	+
Reduceret husdyrproduktion (10 pct.) ³⁾	6.400	323	++
Øget foderudnyttelse	2.900	50	
Målretning af efterafgrøder (120.000 ha)	0	22 ²⁾	
Yderligere efterafgrøder (185.000 ha)	0	104	
Ekstensivering af ådale (20.000 ha)	0	112	+++
Vådområder (som ådale; 20.000 ha)	0	112	++
Udtagning af højbundslande (270.000 ha)	1.800	338	++
Skovrejsning (som højbundslande; 270.000 ha)	1.800	1.031	++
Øget økologisk jordbrugsareal (270.000 ha)	1.350	197	+
Afgift på N-overskud (4 kr./kg N) ¹⁾	1.320	720	?
Afgift på N-overskud (8 kr./kg N) ¹⁾	2.340	1.280	?
Afgift på N-overskud (12 kr./kg N) ¹⁾	2.700	1.480	?

¹⁾ Ændringen er opgjort i forhold til Dereg-scenariet, hvor normreguleringen er forudsat ophævet.

²⁾ Arealet har i foreløbige opgørelser fra Klimagruppen omfattet 185.000 ha.

³⁾ Der er her antaget en reduktion i svineproduktionen med 20 pct.

Kilde: Leth-Petersen et al. (2004)⁴⁾, Olesen et al. (2003)²⁾ og egne beregninger.

For de tiltag, hvor der er tale om væsentlige ændringer i arealanvendelsen (eksempelvis udtagning og vådområder), må der også forventes en påvirkning af goderne knyttet til biodiversitet og rekreativ udnyttelse, som ligger ud over effekterne af emissionsændringerne. Disse effekter bør inddrages eksplicit, og mulighederne herfor diskuteres nedenfor.

Foruden de her præsenterede tiltag, er der tillige opstillet en række tiltag i relation til staldsystemer og –teknikker. Disse har dog primært interesse for reduktion af ammo-

niakemissionen, og kan føre til øget N-udvaskning (afhængigt af forudsætningerne for justering af gødningsreglerne). Analyserne er foretaget for disse tiltag, men da de ikke har direkte relevans for scenarieanalyserne, medtages de ikke her i fremstillingen.

Skyggepriser

I det følgende anvendes skyggepriser til prissætning af klimagasemissionerne og ammoniakemissionerne. For klimagasser anvendes en budgetøkonomisk pris på 120 kr. pr. ton CO₂, hvilket svarer til den forventede marginale pris på et fremtidigt marked for CO₂-kvoter (Andersen og Strange, 2003). Denne pris er lidt højere end niveauet i tidligere analyser (bl.a. Damgaard et al. 2001 og Schou, 2003), hvilket afspejler revisionen af Danmarks politik på området. Omvendt har der i andre analyser også været anvendt en noget højere pris svarende til 250-270 kr. pr ton CO₂ (Nielsen, et al., 2002).

Den budgetøkonomiske pris omregnes til velfærdsøkonomisk beregningspris ved at multiplicere med nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk handlede varer på 1,17. Således er den velfærdsøkonomiske beregningspris for klimagasser på 140 kr. pr. ton CO₂. Denne beregningspris forudsætter, at hele eller størsteparten af Danmarks Kyoto-forpligtigelser realiseres gennem indenlandske initiativer. Såfremt der i stedet overvejende opkøbes udenlandske forureningskvoter, skulle nettoafgiftsfaktoren for udenlandsk producerede varer på 1,25 anvendes og en pris på 150 kr. pr. ton CO₂.

Skyggeprisen for ammoniak er af Schou & Birr-Pedersen (2000) beregnet til gennemsnitligt 8 kr. pr. kg ammoniak-kvælstof i velfærdsøkonomiske priser, medens den marginale omkostning – dvs. reduktionsomkostningen for det dyreste tiltag i ammoniakhandlingsplanen (reduktion af henliggetid for udbragt husdyrgødning) er på 18 kr pr. kg ammoniakemission. Imidlertid forholder det sig således, at effekten på ammoniakemissionen af flere af de analyserede tiltag overstiger effekten af det marginalt dyreste tiltag i ammoniakhandlingsplanen (se også Olesen et al., 2001). Derfor vælges det at anvende den gennemsnitlige enhedsomkostning for ammoniakhandlingsplanen som skyggepris for den afledte effekt på ammoniakemissionerne, dvs. 8 kr pr. kg ammoniakemission.

Værdi af afledte emissioner

I tabel 10.2 er emissionerne omregnet til kroner ved anvendelse af ovennævnte priser. I de to første kolonner er den afledte gevinst for det betragtede tiltag beregnet ved anvendelse af de præsenterede emissionseffekter samt de omtalte skyggepriser. Denne

gevinst er sat i forhold til den forventede effekt på N-udvaskningen, således at der regnes en ”pris” pr. kg reduceret N-udvaskning for de afledte effekter. Reduktion i N-udvaskningen er også her baseret på Blicher-Mathiesen og Grant (2003).

Som det fremgår af tabel 10.2 er værdien af sideeffekterne typisk mellem 4 og 10 kr. pr. kg N for de analyserede virkemidler. Dog ligger reduktion i husdyrhold, skovrejsning og øget foderudnyttelse mellem 15 og 30 kr. pr. kg N.

Det kan således beregnes, at forsuring af 20 pct. af gyllen fra svinestalde vil have en afledt effekt på 35 mio. kr. ud fra skyggeværdien af ammoniak og drivhusgasser. En 10 pct. øget anvendelse af biogas vil til sammenligning have en afledt effekt på ca. 18 mio. kr.

Tabel 10.2. Afledte effekter af VMP-virkemidler pr. år på ammoniak og klimagasser prissat ved skyggepriser (velfærdsøkonomisk opgørelse)

Virkemiddel	Ammoniak (1.000 kr.)	Klimagasser (1.000 kr.)	N-udvask- ning (ton)	Afledte effekter (kr. pr. kg N)
Øget udnyttelse af husdyrgødning (5 pct.)	2.000	15.680	3.600	4,9
Reduceret N-norm (10 pct.)	7.200	56.980	9.450	6,8
Reduceret husdyrproduktion (10 pct.)	51.200	45.220	4.072 ²⁾	23,7
Øget foderudnyttelse	23.200	7.000	2.000	15,1
Målretning af efterafgrøder (120.000 ha)	0	4.760	1.400	3,3
Yderligere efterafgrøder (185.000 ha)	0	14.560	6.845	2,2
Ekstensivering af ådale (20.000 ha)	0	15.680	2.000	7,8
Vådområder (som ådale; 20.000 ha)	0	15.680	2.000	7,8
Udtagning af højbundsjord (270.00 ha) (38 kg N pr. ha)	14.400	47.320	10.300	6,0
Skovrejsning (som højbundsjord; 270.000 ha)	14.400	144.340	10.300	15,5
Øget økologisk jordbrugsareal (270.000 ha, 20 kg N pr. ha)	10.800	27.580	5.400	7,1
Afgift på N-overskud (4 kr./kg N) ¹⁾	10.560	100.800	22.000	5,1
Afgift på N-overskud (8 kr./kg N) ¹⁾	18.720	179.200	32.200	6,2
Afgift på N-overskud (12 kr./kg N) ¹⁾	21.600	207.200	36.500	6,3

¹⁾ Se tabel 10.1.

²⁾ Der er taget udgangspunkt i Olesen et al. (2004) og en reduktion i svin på 20 pct. omfattende ca. 248.000 DE. Reduktionen i udvaskningen er beregnet som 16,4 kg N pr. DE jf. Blicher-Mathiesen & Grant (2003).

Kilde: Blicher-Mathiesen & Grant (2003) og egne beregninger.

For alle scenarier undtagen afgiftsscenarierne er effekterne opgjort i forhold til fuldt gennemført VMPII. For afgiftsscenarierne er effekterne sammenlignet med det såkaldte *Dereg-scenarie*, hvor normreguleringen tænkes ophævet (se kapitel 5). Da der således startes fra et andet niveau i afgiftsscenarierne, er de marginale effekter på

ammoniak og klimagasser af afgifterne også tilsvarende større. Dette forklarer eksempelvis forskellen i de afledte effekter af en 10 procent normsækning og en afgift på 4 kr. Imidlertid er effekten på N-udvaskningen også større, hvorfor den afledte effekt, opgjort i kr. pr. kg N ved afgift, kan sammenlignes med de andre virkemidler. Den usikkerhed, der er på reduktionen i N-udvaskningen ved afgifter, berører også opgørelsen af de afledte gevinster opgjort i kr. pr. kg N (se afsnit 5.3).

10.3. Biodiversitet og rekreative værdier

Typer af værdier

Som ovenfor nævnt forventes en række af de betragtede tiltag at føre til afledte effekter, som ikke beskrives ved de præsenterede emissionsændringer. Dette gælder for de tiltag, som fører til væsentlig ændret driftspraksis og/eller arealanvendelse, dvs. udtagning, skovrejsning og omlægning til økologisk jordbrugsproduktion. Her må det forventes, at der udover ændringerne i ammoniak- og klimagasemissioner også vil ske en påvirkning af goder, som knytter sig til biodiversitet og rekreative muligheder.

De to forhold (biodiversitet og rekreative muligheder) er naturligvis indbyrdes forbundet, således at den rekreative værdi af et naturområde er påvirket af biodiversitetsindholdet. Dog er et højt biodiversitetsindhold ikke entydigt forbundet med en høj rekreativ værdi, idet denne også er bestemt af adgangsforhold m.m. (fx har en golfbane: høj rekreativ værdi men lav biodiversitet).

Ved opgørelsen af naturgoders værdi skelnes typisk mellem brugs- og ikke-brugsværdi. Biodiversitet påvirker begge grupper af goder, medens rekreativ værdi alene er et brugsgode. En væsentlig skillelinie mellem brugs- og ikke-brugsgoder er, at realisering af godernes værdi er betinget af, at man har adgang til de arealer, hvor de kan nydes. I tabel 10.3 er forskellige goder, som påvirkes af VMP-tiltagene opstillet og præsenteret.

Tabel 10.3. Goder knyttet til biodiversitet og rekreative aktiviteter

Gode	Beskrivelse
Rekreativ værdi	Knytter sig til: 1. offentlig adgang til arealer 2. brugsrettigheder (fx. jagt og fiskeri)
Eksistensværdi	Knytter sig til nytten af at forskellige naturtyper eksisterer i dag
Testamentarisk værdi	Knytter sig til nytten af at forskellige naturtyper bevares for fremtidige generationer

I forhold til VMP-tiltagene forholder det sig således, at ved udtagning af agerjord, etablering af vådområder og omlægning til økologisk jordbrugsproduktion, åbnes der ikke generelt for offentlig adgang. Derved påvirker disse tiltag alene den rekreative værdi, som knytter sig til brugsrettighederne, samt eksistens- og testamentarisk værdi. Ved skovrejsning under den nationale tilskudsprogram er det imidlertid en forudsætning, at arealerne gøres offentligt tilgængelige, hvorfor der ved dette tiltag tillige sker en påvirkning af den generelle rekreative værdi.

Kvantificering af ændringer

Næste spørgsmål er herefter størrelsesordenen af de nævnte effekter. Her skal det understreges, at dette beror på en sammenligning af summen af værdierne *før* og *efter* de konkrete driftsændringer er gennemført. Det er således ikke tilstrækkeligt at kende ikke-brugsværdierne af skov, men disse skal også kendes for den eksisterende arealanvendelse (agerjord i omdrift). Alternativt skal vurderingerne baseres på studier, som omfatter effekten af *ændringer* i arealanvendelsen, eksempelvis skovrejsning.

For brugsrettighederne er det muligt at aflæse en pris på de eksisterende markeder for udlejning af jagt- og fiskerettigheder for forskellige naturtyper, hvorfor disse kan udledes forholdsvis entydigt. For den rekreative værdi af skov er der ligeledes et vist datagrundlag bestående af sammenhæng mellem huspriser og nærhed til skov. Den rekreative værdi kan således approximeres med en stigning på 20 pct. af værdien for ejendomme nærmere end 500 m fra en skov (se tabel 10.4).

I tabel 10.4 er angivet intervaller for effekterne på ovennævnte goder ved omlægning af agerjord i omdrift.

Det ses, at der findes en række estimer for de afledte brugsgoder. Disse vil dog variere betydeligt mellem lokaliteter, dels som følge af forskelle i naturindholdet, og dels som følge af efterspørgslen efter goderne. Således er det et kendt forhold, at jagtlejen er højere i regioner med stor befolkningstæthed. Ligeledes er værdien af jagt og fiskeri meget afhængig af forekomsten af relevante arter samt landskabet i øvrigt.

Med henblik på at kvalificere fastsættelsen af merværdien af jagten ved skovrejsning, er der indhentet data fra Skov- og Naturstyrelsen. Erfaringerne herfra viser, at jagtlejen i offentligt ejede skovrejsningsområder varierer fra 200 til 800 kr. pr. ha med et gennemsnit på 400 kr. pr. ha. Antages jagtlejen på landbrugsarealer til 200 kr. pr. ha (her må igen forventes en betydelig variation om gennemsnittet) fås en merværdi på

200 kr. pr. ha. Dog forholder det sig således, at der typisk er restriktioner på jagtudøvelsen på statsligt ejede arealer, bl.a. er udsætning forbudt og der kan være restriktioner på fodring, ligesom der er begrænsninger på antal jagtdage. Derfor vurderes estimatet at være for lavt i forhold til private skovrejsningsarealer, hvorfor merværdien anslås til mellem 200 og 500 kr. pr. ha.

Tabel 10.4. Estimer fra tidligere danske studier for afledte brugsgoder ved om-lægning af agerjord i omdrift til skov, vådområde/sø og økologisk dyrkning

Gode	Estimat (årlig værdi)	Bemærkning
Lystfiskeri – betalingsvilje for adgang til nyt fiskevand m. naturlig bestand af laks og ørred	550-920 kr./ha	Studie udført for Nordisk ministerråd (Toivonen et al., 2000). Intervallet overvurderer nok niveauet for vådområder, idet det bl.a. er afhængigt af fiskebestand og -arter.
Jagt, skov	200-500 kr./ha	Der er ikke foretaget mere omfattende undersøgelser, men foreligger et betydeligt erfaringsgrundlag bl.a. fra Skov og Naturstyrelsen.
Jagt, vådområde	200-400 kr./ha	Vurdering foretaget i Dubgaard et al. (2001) baseret på oplysninger fra Skov- og naturstyrelsen.
Jagt, økologisk jordbrug	?	Her hidtil ikke været genstand for vurderinger, men der kunne indsamles markedsdata.
Ikke-markedsomsat rekreativ værdi	Den rekreative værdi approximeres ved en stigning på 20 procent af værdien for ejendomme nærmere end 500 m fra skovområdet	Baseret på Hasler et al. (2002b), som anvender den hedoniske prissætningsmetode. Denne metode anses for at give et konservativt skøn for de rekreative værdier.

Den øvrige rekreative værdi af skovrejsning er endvidere proportional med antallet af husstande, som får forbedret adgangsmulighederne til skov. Som følge heraf er det ikke muligt at udlede generelle gennemsnitsværdier, som kan knyttes til de enkelte tiltag, og der præsenteres derfor kun intervaller her.

Modsat brugsværdierne er der intet dansk grundlag for prissætning af ikke-brugsværdier (fx biodiversitet) af de nævnte tiltag. Dette skyldes, at selv om eksempelvis Dubgaard (1999) har foretaget studier, hvor ikke-brugsværdierne af skovområder indgår, findes der ikke tilsvarende studier af ikke-brugsværdierne for almindelig agerjord, braklagte arealer eller vådområder.

Vedr. biodiversitets-goderne må det forventes, at disse generelt påvirkes af tiltagene. Således forventes både ekstensivering af lavbundsjorder, braklægning af højbunds-

der, samt omlægning til økologisk jordbrugsproduktion at give bedre levevilkår for agerlandets flora og fauna. For skovrejsning og udlægning af vådområder er der også en markant effekt på biodiversiteten, idet agerlands-natur ændres til skov-natur hhv. vådområde-natur. Hvorvidt dette reelt giver anledning til en positiv eller negativ effekt på biodiversiteten kan i nogle tilfælde være uklart. Eksempelvis vil skovrejsning føre til fjernelse af levesteder for en række agerlandsarter, som i forvejen er i tilbagegang, medens der kommer flere levesteder for skov-arter, som i dag er i fremgang.

Da der ikke foreligger danske prissætningsstudier, hvor disse forhold indgår, vurderes der ikke at være et fagligt tilfredsstillende grundlag for at prissætte biodiversitetseffekterne. Samtidigt skal det så også understreges, at udeladelsen af rekreative- og biodiversitets-værdierne fører til en overvurdering af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved de arealrelaterede tiltag sammenlignet med øvrige tiltag. Derfor er det væsentligt at disse effekter medtages kvalitativt i de samlede vurderinger.

11. Velfærdsøkonomiske analyser af afgifter, nedsat norm og reduceret husdyrproduktion

11.1. Indledning

Som beskrevet i kapitel 3 skal konsekvenserne af de foreslåede VMPIII virkemidler beregnes for hele samfundet, dvs. *velfærdsøkonomisk*. Det indebærer, at konsekvenserne opgøres som ændringer i forbrugsmulighederne for hele samfundet, og ikke kun tilpasnings- og fordelingsvirkningerne for de berørte sektorer. I kapitlet præsenteres således de velfærdsøkonomiske konsekvenser for balanceafgiften, reducerede gødningsnormer og reduceret husdyrhold. Resultaterne fra ESMERALDA (jf. kapitel 5 og 6) er anvendt som grundlag for beregningerne, og de velfærdsøkonomiske jordrenter er resultatmål.

Kapitlet indeholder først en kort beskrivelse af de beregningsforudsætninger, der er særlige i forhold til den generelle metodebeskrivelse i kapitel 3. Vægten i kapitlet ligger på præsentationen af de beregnede konsekvenser for jordrentetabet og udvaskningen, samt de afledte effekter på ammoniak og klimagasser. Omkostningseffektiviteten opgøres herefter som relationen mellem de økonomiske konsekvenser og udvaskningseffekterne (kr./kg N reduceret) med og uden disse afledte effekter.

11.2. Modelgrundlag og konsistens til de øvrige analyser i VMP III arbejdet

I kapitel 5 og 6 er det beregnet, hvilke konsekvenser hvert enkelt virkemiddel får for udbytte og ressourceforbrug, og hvorledes den ændrede landbrugsdrift påvirker landbrugets økonomi⁴¹. Det er sikret, at forudsætningerne i de velfærdsøkonomiske beregninger svarer overens med forudsætningerne for miljøkonsekvensopgørelserne. Fx vedrørende forudsætninger for basissituationen, da det er vigtigt, at virkemidlernes effekter vurderes ud fra samme basissituation. Denne basissituation er det deregulerede scenario, jf. kapitel 5, da effektiviteten af en afgift er betinget af, at den træder i stedet for normkrav og udnyttelseskrav, som er rettet mod det samme mål som afgiften, nemlig kvælstoftilførslen og gødskningen. Derfor skal effekterne af afgifterne beregnes uden normer og udnyttelseskrav og vurderes i forhold til en situation uden disse reguleringer. Omvendt skal konsekvenserne af regelstramninger, fx stramninger af normreguleringen med 10 procent ud over de nuværende krav, sammenlignes med en situation, hvor de gældende normer *er* implementeret.

⁴¹ Modellerne og metoderne er beskrevet i kapitel 3.

11.3. Balanceafgift på kvælstof

Omkostningerne ved landbrugssektorens tilpasning til afgifter er beregnet med udgangspunkt i analysen fra sektormodellen ESMERALDA (jf. kapitel 5). De beregnede velfærdsøkonomiske jordrentetab som følge af afgifterne fremgår af tabel 11.1 (se også appendiks 5). Som beskrevet i kapitel 10 kan man forvente, at en afgift medfører positive natureffekter i kraft af, at der sker en ekstensivering af produktionen ved nedsat tilførsel af kvælstof, men disse effekter er ikke opgjort kvantitativt⁴².

Tabel 11.1. Velfærdsøkonomiske konsekvenser af balanceafgift for landbrugssektoren, mio. kr. /år

Resultat, mio. kr., (Årlige omkostninger, 2001-kr.)	2001	Dereguleret 2001 ¹⁾	Fuld VMP II	4 kr. afgift	8 kr. afgift	12 kr. afgift
Bruttoudbytte	73.722	73.793	73.600	74.414	75.260	76.043
Driftsomkostninger i alt	63.832	63.716	63.907	66.161	68.323	70.248
Velfærdsøkonomisk jordrente	9.891	10.077	9.692	8.253	6.938	5.795
Omkostning ved afgift				1.825	3.140	4.282
Afgiftsprovenu, kvælstofafgift				1.494	2.483	3.418
Jordrentetab, uden afgiftsprovenu og uden afledte miljøeffekter	[187]		[385]	331	657	864
Udvaskning, kg N				22.000	32.200	36.500
Omkostningseffektivitet (kr./kg N) uden afledte effekter				15	20	24
Afledte miljøeffekter						
- KlimagasserCO ₂ ækvivalenter ²⁾				101	179	207
- NH ₄ Ammoniamkmission				11	19	22
Jordrentetab , med afledte miljøeffekter				219	458	635
Omkostningseffektivitet (kr./kg N) med afledte effekter ³⁾				10	14	17

¹⁾ Basis for afgiftsberegningerne.

²⁾ Beregnet af Gyldenkærne & Hjort 2003, jf. kapitel 10.

³⁾ De anvendte udvaskningsestimater er fra Blicher-Mathiesen & Grant 2003, notat af 20. november. [] tal i klamme viser de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger ved fuld implementering af eksisterende normer (forskel mellem fuld VMP II og dereguleret) (385 mio. kr.), og de velfærdsøkonomisk omkostninger ved implementeringen af VMP II normerne og udnyttelsen i 2001, sammenlignet med dereguleret (187 mio. kr.).

Sammenlignes de velfærdsøkonomiske konsekvenser af afgifterne med de budgetøkonomiske opgørelser i kapitel 5, så er de velfærdsøkonomiske omkostninger mellem 17 og 21 procent højere, og det skyldes korrektionen for generelle afgifter og moms.

⁴² Natureffekterne kan sammenlignes med effekterne af en nedsat kvælstofnorm, men fordelingen mellem bedrifter og områder vil være forskellig fra normreguleringen. Effekten på pesticidforbruget er mere usikkert.

Afgiftsprovenuet forudsættes tilbageført til landbruget *lump-sum*. Hvis afgiftsprovenuet blev benyttet til at lette andre forvridende afgifter og skatter (som fx indkomstskatten) ville der opstå en skatteforvridnings*gevinst*, hvorved de velfærdsøkonomiske omkostninger ved afgiften ville blive reduceret i forhold til det i tabellen anførte.

Den beregnede omkostningseffektivitet opgøres som nævnt som kr./kg N reduceret udvaskning med og uden afledte miljøeffekter. Uden afledte miljøeffekter er omkostningseffektiviteten hhv. 15, 20 og 24 kr./kg N. Inddrages de beregnede værdier af de afledte miljøkonsekvenser vedrørende klimagasser og ammoniak, så reduceres den velfærdsøkonomiske omkostning mellem 25 og 30 procent, svarende til hhv. 10, 14 og 17 kr./kg N⁴³.

11.4. Normreduktion og reduceret husdyrproduktion

I dette afsnit præsenteres budget- og velfærdsøkonomiske analyser af reducerede normer og reduceret husdyrproduktion, hvor normerne reduceres med yderligere 10 procent ud over VMP II kravet om 10 procent (i alt 20 procent i forhold til beregnet optimum). Tiltaget reduceret husdyrhold er implementeret ved at stramme harmonikravene (se kapitel 6).

Fuld implementering af tiltagene i Vandmiljøplan II (søjlen Fuld VMP II i tabel 2, appendiks 11 og i de øvrige tabeller) udgør det mest rigtige sammenligningsgrundlag for en *yderligere* reduceret norm med 10 pct. ud over normkravet i VMP II, og også for de foreslåede reduktioner af husdyrproduktionen. Det skyldes, at målet er at belyse tilpasningsomkostningerne ved en yderligere stramning ud over VMP II normkravet. Men hvis dette grundlag vælges som basis, er det ikke meningsfuldt at sammenligne resultaterne med afgiftsberegningerne. Det er derfor valgt at sammenligne effekterne af normer med det deregulerede scenario ved at tage udgangspunkt i den samlede normreduktion på *20 procent (beregnet som eksisterende 10 procent under normen + yderligere 10 procent reduktion)*, dvs. en opgørelse som omfatter normreguleringen i VMP II *plus* de nye stramninger. Disse forudsætninger er også anvendt i beregningerne af miljøeffekterne.

⁴³ Det bemærkes, at omkostningseffektiviteten ikke er lineært stigende. Andelen af udvasket kvælstof i forhold til tilført *aftager* med stigende afgiftsniveau, og det samme gør sig gældende ved stigende normreduktioner (jf. Blicher-Mathiesen & Grant 20. november 2003, samt Blicher-Mathiesen, personlig meddelelse).

Blicher-Mathisen & Grant (2003) har beregnet, at den samlede udvaskning udgør 164.000 tons med Fuld VMP II implementering, mens udvaskningen i 2001 udgjorde 174.000 tons (Grant & Blicher Mathiesen, 2003). Det deregulerede scenario kan iht. Blicher-Mathisen (pers. meddelelse) beregnes til 185.900 tons N, dvs. niveauet i 2001 plus udvaskningsreduktionen ved 10 procent normregulering (11.900 tons N).

De mest betydningsfulde ændringer i landbrugsproduktionen omfatter ændringer i afgrødeproduktionen, herunder i udbytte og gødningstilførsel ved reduceret normgødsning, samt reduceret husdyrproduktion ved stramninger af harmonikravet. I sidstnævnte scenario antages udbyttet fra den vegetabilske produktion uændret. Konsekvenserne fremgår af tabel 2, appendiks 11, og de budgetøkonomiske resultater af kapitel 6. Resultaterne af de velfærdsøkonomiske beregninger fremgår af tabel 11.2.

Beregningerne viser, at stramninger i harmonikravene/reduceret husdyrproduktion er mere omkostningskrævende end reduceret gødningsnorm. Virkemidlet er således et meget dyrt virkemiddel både med og uden afledte miljøeffekter, og det kan derfor konkluderes, at virkemidlet er uinteressant med mindre det har andre markante afledte effekter, som ikke er medtaget i den udførte beregning. Dette er næppe tilfældet ud fra en national betragtning, men kan til gengæld være meget relevant i lokale områder, hvor husdyrproduktionen medfører store lugtgener (jf. Hansen & Pedersen, 2003) eller store ammoniaktab til naturområder (Andersen et al, 2001).

Endvidere viser tabel 11.2, at en normreduktion på i alt 20 procent (sammenlignet med det deregulerede scenario) medfører en velfærdsøkonomisk omkostningseffektivitet på i gennemsnit 21 kr./kg N. Marginalomkostningen ved at gå fra fuld VMP II til 10 procent yderligere normreduktion er beregnet til 28 kr./kg N. Tages de afledte miljøkonsekvenser vedrørende klimagasser og ammoniak i betragtning så reduceres den velfærdsøkonomiske omkostning med 9 procent for reducerede normer og 14 procent for reduceret husdyrproduktion. De afledte effekter har således større betydning ved afgiftsreguleringen end ved de administrative krav, men det ændrer ikke rangordningen mellem virkemidlerne, når de er tilføjet.

Tabel 11.2. Velfærdsøkonomiske konsekvenser af reducerede normer og husdyrproduktion

Resultat, mio. kr., (Årlige omkostninger, 2001-kr.)	2001	Dereguleret 2001 ²⁾	Fuld VMP II	10 pct. yderligere normreduktion	Red. husdyrproduktion
Bruttoudbytte	73.722	73.793	73.600	73.301	69.556
Driftsomkostninger i alt	63.832	63.716	63.907	63.875	60.326
Velfærdsøkonomisk jordrente	9.891	10.077	9.692	9.426	9.229
Jordrentetab ekskl. afledte miljøeffekter, beregnet i forhold til Dereguleret	[187] ⁶⁾		[385] ⁶⁾	651	848
Jordrentetab, ekskl. afledte miljøeffekter, beregnet i forhold til Fuld VMP II				266	463
Reduktion i N-udvaskning (tons N) ⁴⁾			21.200	9.448	4.072
Omkostningseffektivitet (kr./kg N) uden afledte effekter, sammenlignet med Dereg. ¹⁾			18	21 ⁵⁾	133
Afledte miljøeffekter					
- CO ₂ ækvivalenter ³⁾				57	45
- NH ₄ ³⁾				7	51
Jordrentetab, inkl. afledte miljøeffekter, sammenlignet med Dereguleret				587	752
Omkostningseffektivitet (kr./kg N) uden afledte effekter, sammenlignet med fuld VMP II implementering				28	114
Omkostningseffektivitet (kr./kg N) med afledte effekter, sammenlignet med Dereguleret				19	118

¹⁾ Udvaskningsreduktionen for normreduktion på i alt 20 pct. er 11.900 + 9.448, i alt 21.348 tons, mens den er 11.900 + 4.072, i alt 18.460 for reduceret husdyrproduktion (dvs. dette virkemiddel forudsætter også fuld implementering af VMP II normkravene).

²⁾ Basis for beregningerne.

³⁾ Beregnet af Gyldenkerne & Hjort 2003, jf. kapitel 10.

⁴⁾ De anvendte udvaskningsestimater er fra Blicher-Mathiesen & Grant 2003, notat af 20. november.

⁵⁾ De 21 kr./kg N er den gennemsnitlige omkostning pr. kg N reduceret for normreduktionen på 20 procent, hvor udvaskningsreduktionen omfatter reduktionen for de første 10 procent og de næste 10 procent (21.200 + 9.448 tons N). Omkostningen for de første 10 procent er beregnet til 18 kr./kg N, stigende til 28 kr./kg N for de næste 10 procent i yderligere reduktion.

⁶⁾ Tal i klamme [] viser de velfærdsøkonomiske omkostninger ved fuld implementering af eksisterende normer (forskel mellem fuld VMP II og dereguleret, 2001) (385 mio. kr.), og de velfærdsøkonomiske omkostninger ved implementeringen af VMP II normerne og udnyttelsen i 2001, sammenlignet med dereguleret (187 mio. kr.).

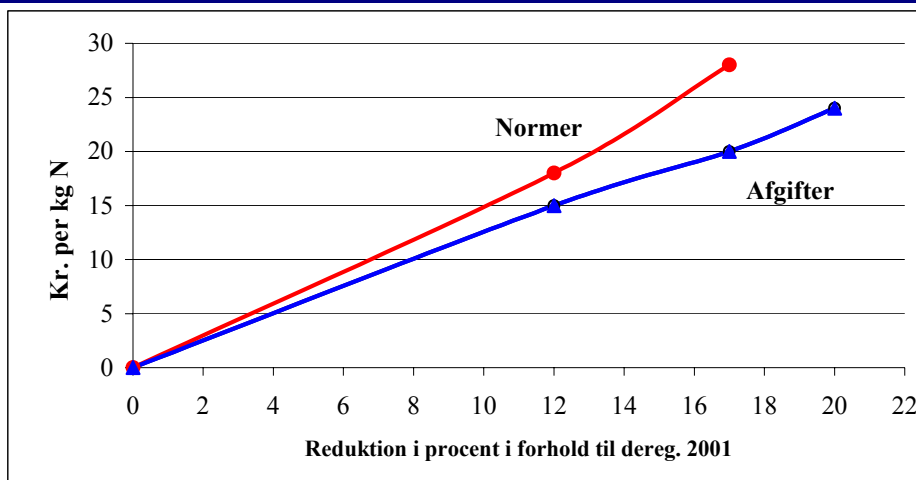
11.5. Sammenligning af konsekvenserne ved afgifter og reducerede normer

For afgifterne er den beregnede omkostningseffektivitet (kr./kg reduceret N-udvaskning) hhv. 15, 20 og 24 kr./kg N ved afgifter på 4, 8 og 12 kr. pr. kg N. Omkostningseffekten er 18 kr./kg N for en 10 procent reduktion i N-normen i VMP II, og 28 kr./kg N for de næste 10 procent (se figur 11.1). Omkostningseffektiviteten for 20 procent reduktion i alt, sammenlignet med det deregulerede scenario, er 21 kr./kg N. Ved sammenligning ses således, at en normgødskning er mindre omkostningseffektiv end en afgift ved alle reduktionsniveauer, både med og uden sideeffekter.

Den eksisterende normregulering på 10 procent er således også mindre omkostnings-effektiv end en afgift. Fuld VMPII (fuld implementering af gødningsnormerne og udnyttelseskra- vet i VMP II) giver sammenlignet med det deregulerede scenario en udvaskningsreduktion på 21.200 tons N (jf. tabel 11.2.). Omkostningseffektiviteten ved denne regulering er som nævnt 18 kr./kg N, mens omkostningseffektiviteten ved en 4 kr. afgift tilsvarende er 15 kr./kg N. Forskellen er således 3 kr./kg N. Det mest korrekte er imidlertid at sammenligne normreduktionen på 10 procent med en afgift på 3 kr./kg N, dvs. at omkostningen ved afgiften er lidt overvurderet i forhold til omkostningen ved norm, og forskellen er derfor lidt større.

Effekterne og omkostningerne ved en normreduktionen og afgifterne er illustreret grafisk i forhold til basissituationen (Dereguleret 2001). Sammenligningen omfatter normreguleringen (10 + 10 procent) og afgifterne på 4, 8 og 12 kr./kg N.

Figur 11.1. Omkostningseffektivitet og reduktion i udvaskningen, afgifter og normregulering



Kilde: Egne beregninger.

En normreduktion på 10 + 10 procent medfører en udvaskningsreduktion sammenlignet med dereguleringen på 17 procent; hvoraf de første 10 procent reduktion i normen giver en reduktion i udvaskningen på 12 pct. Afgiften på 4 kr. pr. kg N medfører også en reduktion i udvaskningen på 12 procent, mens afgiften på 8 kr. medfører en samlet

reduktion på 17 procent og afgiften på 12 kr. pr. kg N en samlet reduktion på 20 procent.

Hvis de afledte miljøeffekter medregnes fås samme rangordning af virkemidlerne, da de afledte effekter medfører en gennemsnits-omkostningseffektivitet på 19 kr. pr. kg N for normreduktionen, mens afgifterne inklusive afledte effekter medfører en omkostningseffektivitet på hhv. 10, 14 og 17 kr. pr. kg N. Dvs. at rangordningen ikke ændres af, at de afledte effekter medregnes.

Denne konklusion og rangordning svarer overens med konklusionerne i Hansen (2001) (jf. kapitel 2)⁴⁴. Men ved sammenligning mellem Hansens studie og de udførte beregninger her kan det også konkluderes, at det ikke er uden usikkerhed at modellere hverken balanceafgifterne eller normreduktionerne. For at undersøge betydningen af denne metodiske usikkerhed er resultaterne sammenlignet med Hansens resultater ved at skalere resultaterne i denne rapport med resultaterne i Hansens studie⁴⁵. Dette kan angive et usikkerhedsinterval, da modelleringen af normstyringsmidlets virkninger i Hansen (op cit.) på en række punkter er mere detaljeret end normsimuleringen i ESMERALDA beregningerne⁴⁶. En detaljeret redegørelse for sammenligningen og skaleringen af de foreliggende resultater med resultaterne i Hansens (op cit) undersøgelse findes i Hasler & Hansen (2004), men den udførte sammenligning og skalering viser, at forskellen mellem afgifter og norm er mellem 22 og 80 procent *større* når resultaterne skales med anvendelse af Hansens resultater, end når vi sammenligner disse to reguleringssystemer med de foreliggende ESMERALDA-resultater.

⁴⁴ I Hansen (2001) er tilpasningsomkostningerne ved en balanceafgift der giver en 10 pct. reduktion af kvælstoftabet (målt som N overskuddet) sammenlignet med en stramning af gødningsnormen der give samme reduktion i tabet.

⁴⁵ Med "skalering" menes at forholdet mellem afgiftsresultater og normer fra Hansens studie ganges på den beregnede omkostningseffektivitet for afgifter i nærværende studie. Hermed kommer Hasler & Hansen (2004) frem til, at omkostningseffektiviteten for normregulering ved 12 procents reduktion af udvaskningen ligger mellem 22 og 33 kr., dvs. mellem 4 og 15 kr. /kg N højere end de beregnede 18 kr./kg N i nærværende studie.

⁴⁶ Modelleringsprincippet i Hansen (op cit) afspejler både adfærdsvariationer og imperfektioner i normberegningen på bedriftsniveau, og denne metode må antages at give et realistisk skøn over forskellen i omkostningseffektivitet mellem de to styringsmidler.

Sammenfattende står det klart, at uanset hvilket beregningsgrundlag som vælges, er en stramning af de eksisterende normreguleringer og harmonikrav ikke omkostnings-effektiv sammenlignet med anvendelse af kvælstofbalanceafgifterne, hverken med eller uden indregning af sideeffekter. Sammenfattende skal det også nævnes, at rang-ordningen mellem virkemidlerne ikke ændres, hvad enten den budget- eller velfærds-økonomiske opgørelse ligger til grund.

12. Velfærdsøkonomisk analyse af efterafgrøder og udtagning

I dette kapitel præsenteres de velfærdsøkonomiske omkostninger af efterafgrøder og udtagning baseret på den metode der er beskrevet i afsnit 3.7. og 3.8. Udtagning som selvstændigt virkemiddel er ikke behandlet andre steder i rapporten, hvorfor dette virkemiddel analyseres mere detaljeret end efterafgrøder i dette kapitel.

12.1. Efterafgrøder

Kravene til efterafgrøder omfatter (jf. kapitel 6):

1. Dyrkning af efterafgrøder på det samme arealomfang som nu, men 56.000 ha ud af 120.000 flyttes fra lerjorde, og målrettes til husdyrbedrifter på sandjord (vandet (JB1-4) og uvandet sandjord (JB 1-3)).
2. Yderligere dyrkning af efterafgrøder på 185.000 ha., ligeledes målrettet til husdyrbedrifter på sandjord

Begge krav vil medføre etablering af flere efterafgrøder i Jylland, mens omplacering indebærer, at arealerne med efterafgrøder på Fyn og på Sjælland reduceres tilsvarende. Endvidere vil det betyde, at der vil blive placeret flere efterafgrøder på sandjorde end tidligere. Detaljerede konsekvenser for arealanvendelse og miljø er beskrevet samlet i appendiks 8 (se endvidere kapitel 6 og 10).

De budgetøkonomiske konsekvenser ved omfordelingen af efterafgrøder fra ler- til sandjorde er i kapitel 6 beregnet til 250 kr. pr. ha i gennemsnit. Det antages, at omkostninger ved efterafgrøder er ens for bedrifter på sand- og lerjord, således at der påføres en ekstraomkostning til sandjordsbedrifterne og en tilsvarende omkostningsbesparelse på bedrifter på lerjord. Heraf følger, at de samlede omkostninger for landbrukssektoren og samfundet er nul. Dyrkning af efterafgrøder på nye arealer antages i kapitel 6 at koste det samme som dyrkning på de eksisterende arealer, dvs. 250 kr./ha.

Den velfærdsøkonomiske omkostning er beregnet til 293 kr./ha ($250 * 1,17$, nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk handlede goder). De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved krav om nye arealer med efterafgrøder svarende til 185.000 ha på sandjorde er beregnet til 8 kr. pr. kg N uden medtagelse af sideeffekter (se tabel 12.1). Med sideeffekter reduceres omkostningen til 6 kr. pr. kg N på grund af effekten på klimagasemissioner (CO_2), men der er ikke nogen effekt på ammoniak af tiltaget.

Tabel 12.1. Budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger af efterafgrøder, med og uden sideeffekter

Tiltag	Sideeffekter	Budgetøkonomisk omkostning		Velfærdsøkonomisk omkostning	
		Mio. kr. /år	Kr./kg N	Mio. kr./år	Kr./kg N
Omfordeling af efterafgrøder (120.000 ha)	Uden	0	0	0	0
	Med			- 5 ¹⁾	-3
Yderligere efterafgrøder (185.000 ha)	Uden	46		54	8
	Med			40	6

¹⁾ Omplacering vil medføre en velfærdsøkonomisk nettogevinst på grund af sideeffekterne som samlet beløber sig til 4,7 mio. kr., eller 3 kr./kg N.

Kilde: Egne beregninger.

Fordelingen af efterafgrøder mellem græs i udlæg og græs sået efter høst er beskrevet i kapitel 6. Som diskuteret vil omkostningerne ved omfordeling blive større, hvis frøgræsarealer omlægges til græs. I velfærdsøkonomiske priser medfører dette en omkostning på 5,7 mio. kr. pr. år (293 kr./ha * 21.600 ha). Omkostningen per kg pr. kg N forøges herved til hhv. 9 og 11 kr./kg N med og uden sideeffekter.

Der er som nævnt i kapitel 6 antaget, at der ikke vil opstå udbytte- og sædskifteeffekter og dette medfører en vis usikkerhed på de budget- og velfærdsøkonomiske resultater. I budgetkalkuler fra Landbrugets Rådgivningcenter (2001) samt i Abildtrup (2000) regnes der med et udbyttetab ved dyrkning af græs i udlæg. Dette udbyttetab vil medføre en meromkostning på ca. 60 kr. pr. ha på lerjord, og 270 kr. pr. ha på sandjord, for arealerne med græs i udlæg i fx vårbyg. Udbyttetabet kan ske som følge af et mindre udbytte i hovedafgrøden, men som nævnt i kapitel 6 søges dette undgået ved nye sorter. Endelig er der også usikkerhed knyttet til den endelige implementering af et krav om yderligere efterafgrøder, men det antages her, at lovgivningen indrettes, så de opstillede arealkrav opnås.

12.2. Udtagning af arealer

Der er af Scenariegruppen (Leth-Pedersen et al, 2003) foreslået at hhv. 5, 10, 25 og 50 procent reduktion af udvaskningen, ud over niveauet fra opfyldt VMP II, kan opfyldes ved udtagning uden anvendelse af andre virkemidler. Det er dog også foreslået at anvende udtagning sammen med andre virkemidler.

I dette kapitel er der beregnet velfærdsøkonomiske omkostninger af udtagning sammen med andre virkemidler og udtagning som eneste virkemiddel. I begge tilfælde er sammensætning og omfang af virkemidler foreslået af Scenariegruppen (Leth-Pedersen et al., 2003). De budgetøkonomiske omkostninger er også præsenteret ved de samme udtagningsforudsætninger.

Omfanget af udtagning sammen med andre virkemidler fremgår af tabel 12.2. For ådale er det antaget, at der primært er tale om udtagning til vådområder på lavbund for alle scenarier. For højbundsarealerne er det antaget, at områderne omlægges til skov, mens bræmmer m.v. lægges ud i græs. Der skal i sagens natur udtages et betragteligt større areal, når udtagningen er det eneste virkemiddel, end når udtagningen anvendes sammen med andre virkemidler. Desuden antages en anden fordeling mellem udtagningsordningerne, når udtagningen udføres sammen med andre virkemidler.

Tabel 12.2. Udtagning sammen med andre virkemidler

Udtagning af:	5 pct. scenariet (ha)	10 pct. scenariet (ha)	25 pct. scenariet (ha)	50 pct. scenariet (ha)
Ådale i alt				
- græs	5.000	30.000	40.000	100.000
- vådområder	10.000	25.000	90.000	200.000
Højbund				
- grundvand (skov)	5.000	30.000	40.000	200.000
Areal i alt	20.000	85.000	170.000	500.000

Kilde: Leth-Pedersen et al (2003).

De øvrige virkemidler, der er foreslået for at opnå målsætningerne, er bedre foderudnyttelse, skærpelse af udnyttelsen af husdyrgødning, målretning af efterafgrøder samt de tekniske tiltag vedrørende bioafgassing, forsuring og nedfældning af gylle (se Leth-Pedersen et al., 2003). Disse virkemidler kommenteres ikke yderligere her.

Forudsætningerne for udtagning som eneste virkemiddel til at opnå de overordnede målsætninger er gengivet i tabel 12.3. I tabellen er den arealmæssige fordeling mellem de enkelte ordninger angivet. Vådområder dækker den største andel omfattende op til 65 pct. af det samlede udtagne areal.

Udover typen af udtagninger og omfanget har det betydning for fordelingseffekterne og de budgetøkonomiske omkostninger om udtagning sker frivilligt eller tvungent, og om tilskuddet eller erstatningen dækker tabet for landmanden eller ej. Frivillig udtag-

ning kan ske ved en engangserstatning eller ved anvendelse af årlige tilskud pr. ha. Ligeledes kan tvungen udtagning kompenseres ved årlige beløb svarende til de årlige tilskud ved frivillig udtagning eller ved ekspropriation, der udløser en engangserstatning, hvor der evt. også kan indgå fleksibel jordfordeling. Det skal bemærkes, at kompensationsbehovet ikke kun afhænger af jordrentetabet her og nu. Tidshorisonten for aftalen vil spille ind, ligesom andre forhold som planer om salg eller generationsskifte samt personlige holdninger vil have betydning for det kompensationsbeløb, som den enkelte landmand vil ønske for at indgå aftalen. Der tales af samme grund om driftslederens reservationspris, som er den pris landmanden ønsker for at indgå aftalen alle forhold taget i betragtning. Denne kan godt være noget højere end det beregnede jordtab.

Tabel 12.3. Udtagning som eneste virkemiddel

Udtagning	5 pct. scenariet (ha)	10 pct. scenariet (ha)	25 pct. scenariet (ha)	50 pct. scenariet (ha)
Ådale (vådområder)	33.000	69.000	190.000	380.000
Højbund, skov	15.000	29.000	87.000	175.000
Græs	2.500	5.200	14.200	28.000
I alt	50.500	103.200	291.200	583.000

Kilde: Leth-Pedersen et al, 2003.

Om udtagningerne er tvungne eller frivillige er således af stor betydning for mulighederne for målretning af udtagningen, men hvis tilskud og erstatning er nationalt finansieret indebærer de ”kun” en national omfordeling, som er neutral i et velfærdsøkonomisk perspektiv. Den egentlige omkostning for samfundet (den velfærdsøkonomiske omkostning eller gevinst), udgøres af jordrentetabet, der følger af ændringen i landbrugsdriften, og de evt. miljøgevinster som tiltaget medfører.

Budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved udtagning

De velfærdsøkonomiske omkostninger opgøres som forskellen i jordrenten før og efter udtagning (se også afsnit 3.8). Som en del af ændringen i jordrenten indgår dog også tilskud af MVJ typen til de udtagne arealer i det disse er halvt EU-finansierede og således udgør en valutaindtjening for Danmark. Halvdelen af MVJ-tilskuddet medregnes således i jordrenteberegningen.

Det er i beregningerne antaget, at udtagning til skovrejsning og vedvarende græsarealer kan kompenseres under MVJ-ordningerne (jf. Leth-Pedersen et al, 2003), mens

dette ikke er tilfældet for vådområderne. Såfremt der vælges at etablere vådområder der er delvis EU-finansierede, skulle de også indregnes i jordrenteberegningen (DFFE, 2003).

Det direkte jordrentetab som følge af ophørt indtægt fra produktion af salgafrøder og svineproduktion fremgår af tabel 12.4. De anvendte FØI regnskabsdata er fra 2001. Jordrentetabet omfatter således den potentielt tabte svineproduktion som følge af udtagningen, idet det antages, at der ikke længere vil være tilstrækkeligt harmoniareal til denne produktion. Der er forudsat 1 DE pr. ha, hvilket svarer til den gennemsnitlige husdyrtæthed i Danmark. Det antages, at afgrødefordelingen svarer til afgrødefordelingen i hele landet. Forudsætningerne for opgørelsen er nærmere beskrevet i afsnit 3.8, samt i appendiks 11.

Tabel 12.4. Beregnet jordrentetab, udtagning, kr./ha /år

Jordrentetab	Budgetøkonomisk jordrentetab		Velfærdsøkonomisk jordrentetab	
	Regnskabsdata ("lave")	Odense Fjord ("høje")	Regnskabsdata ("lave")	Kalibreret med Odense Fjord- resultat ("høje")
Jordrentetab for afgrøder	269		837	
Jordrentetab for svin	910		2100	
Samlet jordrentetab	1179	2482	2937	4240

Kilde: Egne beregninger.

Som gennemsnit for årene 1997-2001 er den samlede velfærdsøkonomiske jordrente på ca. 3.000 kr. pr. ha. for afgrøder og svineproduktion ved antagelse om 1 DE/ha, dvs. på niveau med de 2.937 kr. pr. ha der er beregnet for 2001 (se også appendiks 11).

Det forholdsvis lave jordrenteniveau ved anvendelse af regnskabsdata forklares af, at det er beregnet som et gennemsnit for hele landet, og at den gennemsnitlige husdyrtæthed er lav sammenlignet med områder, der er domineret af husdyrproduktion.

Til sammenligning har Schou et al. (2002) beregnet en gennemsnitlig budgetøkonomisk jordrente på 300 kr./ha for kornafgrøder med 1997-data. Dette estimat for hele landet dækker en stor variation fra -190 kr./ha i Nord-Jylland til 800 kr./ha på Øerne. De gennemsnitlige velfærdsøkonomiske jordrenter for kornafgrøder er tilsvarende beregnet til mellem 1.050 kr./ha (Nord-Jylland) og 2.580 kr./ha (Øerne), med et gennemsnit på 1.850 for hele landet. Den gennemsnitlige velfærdsøkonomiske jordrente

i et relativt husdyrintensivt område i Midtjylland (Bjerringbro/Hvorslev) er i et andet studie beregnet til 3.600 kr./ha (Abildtrup et al., 2001).

Et andet sammenligningsgrundlag er forpagtningsafgifterne, der kan anvendes som et estimat for den gennemsnitlige, annuierede jordværdi. I gennemsnit var forpagtningsafgiften i 2001 på 2.560 kr. pr. ha i budgetøkonomiske priser (FØI, Landbrugsregnskabsstatistik, 2002). Den årlige værdi af forpagtningsafgiften er således højere end det beregnede budgetøkonomiske jordrentetab på 1179 kr./ha. Forpagtningsafgiften svarer mere til det niveau, der er beregnet for jordrentetabet i kapitel 8 for Odense Fjord (2.482 kr/ha, jf. kolonne 3, tabel 12.4.) I erkendelse af, at jordrentetabet i kolonne 1 repræsenterer et lavt estimat er det valgt at inddrage de beregnede jordrentetab for Odense Fjord (kapitel 8), og herved angive et interval for ”lave” og ”høje” jordrentetab.

I Odense Fjord analysen er der ikke beregnet velfærdsøkonomiske omkostninger, men den budgetøkonomiske jordrente for Odense Fjord er her omregnet til velfærdsøkonomisk jordrente ved at antage den samme difference mellem den budget- og velfærdsøkonomiske jordrente som for de ”lave” jordrenteestimer (dvs. 1303 kr./ha). Den velfærdsøkonomiske jordrente er således beregnet til 4240 kr./ha, dvs. lidt højere end den velfærdsøkonomiske jordrente i Schou & Abildtrup (2001) på 3.600 kr./ha.

For at beregne nettojordrentetabet eller - gevinsten skal også *indtægterne* fra den nye anvendelse af arealerne efter udtagningen medregnes. Indtægterne omfatter dels indtægter fra produktion af markedsomsatte goder (træ, foder i form af ekstensiv græsning), men også EU-tilskud og nationale tilskud i form af tilskud til skovrejsning, ekstensiv græsning og pleje af græsarealer. Disse tilskud er af stor betydning for de budgetøkonomiske konsekvenser af tiltagene. Tilskuddene, beregnet som årlige (annuierede) budget- og velfærdsøkonomiske størrelser og jordrenteberegningerne for skovrejsning og ekstensivt græs fremgår af appendiks 9.

Netto jordrentetabet er beregnet som jordrentetabet plus indtægterne⁴⁷. Resultaterne fremgår af tabel 12.5. Resultaterne er vist både for lave og høje jordrenteniveauer (2001 og Odense Fjord estimatet), jf. tabel 12.4. Afledte effekter er ikke indregnet.

⁴⁷ Indtægterne fra de udtagne arealer fremgår i appendiks 13. Disse beregninger viser, at der vil være positive jordrenter for skov, græs og braklægning såfremt omlægningen kompenseres med tilskud. Dvs. at det er en forudsætning at udtagningerne sker indenfor områder der er eller vil udpeges til hhv. SFL områder eller skovrejsning. Der er ikke tilskud til vådområdeetablering,

Tabel 12.5. Netto jordrentetab fra de udtagne arealer eksklusiv afledte effekter (kr. pr. ha)

Niveau for jordrentetab	Budgetøkonomisk		Velfærdsøkonomisk	
	Lav	Høj	Lav	Høj
Skov	-121	1182	2127	3430
Græs	-631	672	1923	3226
Vådområder	1179	2482	2937	4240

Bem.: Afledte effekter udgør emission af ammoniak og klimagasser.

Kilde: Egne beregninger.

For landbruget vil der som det fremgår af tabel 12.5. være positive gevinster af udtagning til skov og ekstensivt græs på hhv. 121 og 631 kr. pr. ha, mens der vil være et netto jordrentetab for vådområder. Beregnet med velfærdsøkonomiske priser og forudsætninger vil der være et nettotab for alle udtagningsmetoder, mellem 2.000 og 4.000 kr. pr. ha.

Hvis der blev valgt at udnytte muligheden for braklægning, ville tabet blive mindre. Det skyldes, at hele EU tilskuddet for brak (som er 100 procent EU finansieret) regnes med i den velfærdsøkonomiske opgørelse i modsætning til de øvrige tilskud, der kun indregnes med 50 procent. Dette betyder også, at rangordningen af forskellige udtagningstiltag vil være forskellig afhængigt af om de baseres på budget- eller velfærdsøkonomisk opgørelser (se også Schou 2003). Her skal det understreges, at det er de velfærdsøkonomiske opgørelser, som bør udgøre grundlag for prioriteringer, mens de budgetøkonomiske alene vedrører fordelingsvirkningerne (Møller et al. 2000).

Den tilsvarende beregning er udført inklusive de afledte miljøeffekter vedrørende emissioner af ammoniak og klimagasser (jf. kapitel 10.) og resultatet fremgår af tabel 12.6.

men såfremt kompensation gives angiver de beregnede tab det gennemsnitlige niveau for disse kompensationer.

Tabel 12.6. Netto jordrentetab fra de udtagne arealer, inklusive afledte effekter (kr. pr. ha)

Niveau for jordrentetab	Velfærdsøkonomisk	
	Lav	Høj
Skov	1539	2842
Ekstensivt græs	1139	2442
Vådområder	2153	3456

Kilde: Egne beregninger.

Ved indregning af sideeffekterne reduceres omkostningerne med mellem 10 og 40 procent. Jordrentetabet bliver reduceret mest for skov, da klimaeffekten er størst ved denne form for udtagning (jf. kapitel 10, tabel 10.2.). Hvis effekterne på natur og biodiversitet også kunne prissættes, ville disse værdier kunne ændre nettojordrentetabet og rangordningen mellem udtagningsmetoderne, da de har forskellig betydning for natur- og biodiversitet, jf. kapitel 10.

Der er som tidligere nævnt beregnet gennemsnitsomkostninger for jordrentetabet og ikke marginalomkostninger, men der må forventes stigende marginalomkostninger ved øget areal. Denne problemstilling er nærmere belyst i kapitel 8.

12.3. Beregningsresultater for udtagningsscenarier 5, 10, 25 og 50 pct.

Resultaterne for hvert scenario er opgjort i mio. kr./år og pr. ha i to separate tabeller (12.7 og 12.8)⁴⁸, hvor udtagning enten er eneste virkemiddel eller indgår med andre virkemidler.

Som nævnt har sammensætningen af udtagningen en vis betydning, og det ses, at de velfærdsøkonomiske konsekvenser per ha varierer mellem scenarierne. For det laveste jordrenteniveau er variationen i tabel 12.7 mellem 2.300 og 2.500 kr./ha og for det højeste jordrenteniveau er variationen 3.600 til 3.800 kr./ha.

I tabel 12.7 er de velfærdsøkonomiske konsekvenser beregnet uden de afledte effekter. Hvis disse medregnes bliver omkostningerne lavere, jf. tabel 12.5 og 12.6. For 5 pro-

⁴⁸ Jordrentetabet for scenarierne er beregnet for lave og høje jordrenteforudsætninger, for udtagning sammen med andre virkemidler og alene. Ved at anvende de lave og høje jordrenteværdier fås et interval for det potentielle tab.

cent reduktion i kvælstofudvaskningen vil omkostningen pr. ha være mellem 1600 og 1800 kr./ha for det lave jordrenteniveau, og mellem 2900 og 3100 kr./ha for det høje jordrenteniveau.

Tabel 12.7. Udtagning sammen med andre virkemidler uden afledte effekter. Velfærdsøkonomisk jordrentetab (mio. kr.) og gns. kr./ha ved de fire udtagningsscenarier

Reduktions mål (N)	5 pct.	10 pct.	25 pct.	50 pct.
Lavt jordrenteniveau				
Vådområder	29	73	264	587
Skov	11	64	85	425
Græs	10	58	77	192
Sum, mio. kr. i alt	50	195	426	1.205
Jordrente, kr./ha	2.481	2.293	2.508	2.410
Højt jordrenteniveau				
Vådområder	42	106	382	848
skov	17	103	137	686
græs	16	97	129	323
Sum, mio. kr. i alt	76	306	648	1.857
Jordrente, kr./ha	3.784	3.596	3.811	3.713

Kilde: Egne beregninger.

Når udtagningen er det eneste virkemiddel til at opnå de foreslåede reduktionsmål så vil det velfærdsøkonomiske jordrentetab være nogenlunde det samme pr. ha for alle reduktionsmål, fordi sammensætningen mellem udtagningsmetoderne ikke ændrer sig. Omkostningen er fra 2.600 til 4.000 kr./ha (intervallet mellem lavt og højt jordrenteniveau). Samlet vil 5 procents udtagning koste 130-200 mio. kr./år, 10 procents scenariet vil koste 270-400 mio. kr., mens 25 procents scenariet vil koste 770 mio. kr./år til 1,1 mia. kr./år. 50 procents scenariet vil koste mellem 1,5 og 2,3 mia. kr./år.

I tabel 12.8 er de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udtagning som eneste virkemiddel og uden afledte effekter opgjort.

Hvis de afledte effekter på reduktionen i klimagasserne medregnes vil omkostningerne reduceres (jf. tabel 12.5 og 12.6). De samlede omkostninger ved udtagning vil da reduceres til 100-160 mio. kr. for 5 procents reduktion af kvælstoftabet, 200-330 mio. kr. for 10 procents reduktion, mellem 560-930 mio. kr. for 25 procents reduktion, og 1,1-1,9 mia. kr. for den største reduktion (50 procent).

Tabel 12.8. Udtagning som eneste virkemiddel, uden afledte effekter. Velfærdsøkonomisk jordrentetab (mio. kr.) og gns. kr./ha ved de fire udtagningsscenarier

Reduktions mål (N)	5 pct.	10 pct.	25 pct.	50 pct.
Lavt jordrenteniveau				
Vådområder	97	203	558	1.116
Skov	32	62	185	372
Græs	5	10	27	54
sum, mio. kr. i alt	134	274	770	1.542
Jordrente, kr./ha	2.646	2.663	2.646	2.645
Højt jordrenteniveau				
Vådormåder	140	293	806	1.611
skov	51	99	298	600
græs	8	17	46	90
sum, mio. kr. i alt	199	409	1.150	2.302
Jordrente, kr./ha	3.949	3.961	3.949	3.948

Kilde: Egne beregninger.

Omkostningseffektivitet

Omkostningseffektiviteten beregnes med og uden afledte effekter, for hver enkelt af de tre typer af udtagninger. For vådområder er der regnet med en udvaskningsreduktion på 100 kg N/ha, for skovrejsning en reduktion på 54 kg N/ha (inkl. reduktion af husdyr), mens ekstensivt græs medfører en reduktion på 10 kg N/ha. Udvasningsforudsætningerne er beskrevet samlet i appendiks 10.

Vådområder er det virkemiddel, der har den bedste omkostningseffektivitet, på grund af et stort potentiale for reduktion af udvaskningen (se tabel 12.9). For skov er omkostningseffekten 39 kr./kg N for det lave jordrenteniveau, mens den for samme jordrenteniveau er 192 kr./kg N for ekstensivt græs. I det sidste tilfælde er det udvaskningseffekten, der er lille. Rangordenen er den samme ved det høje jordrenteniveau.

Tabel 12.9. Velfærdsøkonomisk omkostningseffektivitet uden afledte miljøeffekter

	Jordrente Lav	Jordrente Høj
	Kr./kg. N	Kr./kg. N
Skov	39	63
Ekstensivt græs	192	322
Vådområder	29	42

Kilde: Egne beregninger.

De afledte effekter er ligesom omkostningen og udvaskningseffekten lineært stigende med øgende areal, og derfor angives kun en omkostningseffektivitet uanset, hvor stort arealomfanget af udtagningen er. Omkostningseffektiviteten med afledte effekter fremgår af tabel 12.10.

Det fremgår af tabel 12.9 og 12.10 at indregning af de afledte virkninger ikke ændrer rangordningen mellem udtagningsmetoder, men omkostningerne per kg N bliver en del lavere, specielt for vådområder og skov. Som nævnt tidligere er klimaeffekterne af skovrejsning ganske betragtelige, og indgår derfor med stor vægt.

Tabel 12.10. Velfærdsøkonomisk omkostningseffektivitet med afledte effekter

	Jordrente Lav	Jordrente Høj
	Kr./kg. N	Kr./kg. N
Skov	29	53
Ekstensivt græs	114	244
Vådområder	22	35

Kilde: Egne beregninger.

For udtagning som eneste virkemiddel udgør de samlede omkostninger 32-48 kr. pr. kg N ved henholdsvis lav og høj jordrenteniveau ved den fordeling, der er angivet i tabel 12.3. Såfremt de afledte effekter inddrages reduceres omkostningerne til 23-39 kr. pr. kg N, idet den afledte effekt kan opgøres til ca. 9 kr. pr. kg N i reduceret udvaskning. Samlet reducerer de afledte effekter omkostningerne i tabel 12.7 og 12.8 med lidt over 20 pct.

Øget braklægning

Det er endvidere fundet relevant at undersøge betydningen af at tillade braklægning under EU hektarstøtteordning i stedet for de tidligere analyserede udtagningsordninger. Det velfærdsøkonomiske nettojordrentetab er beregnet til 1.100 kr. pr. ha ved øget braklægning. Dette er langt lavere end ved de øvrige udtagninger på grund af braklægningstilskuddet fra EU (se tabel 12.5). Såfremt udvaskningsreduktionen er på 30 kg N pr. ha svarende til 20 årig udtagning, kan omkostningerne opgøres til 35-40 kr. pr. kg N (uden afledte effekter). Øget braklægning er således et omkostningseffektivt virkemiddel i forhold til skovrejsning og ekstensivt græs.

Analyser foretaget af Schou (2003) viser, at den velfærdsøkonomiske nettoomkostning ved at braklægge kan være langt lavere end ved at plante skov. Dvs. at den re-

kreative værdi og evt. naturgevinst ved at skovrejse skal være høj for at skovrejsning er velfærdsøkonomisk mere attraktiv end yderligere braklægning. Særligt den rekreative gevinst er meget afhængig af lokale forhold (nærhed af eksisterende skov og befolkningstæthed), hvorfor der vil være betydelige lokale variationer (Schou, op. cit.). Det fremgår af appendiks 12, at tidspræferencerenten har lille betydning.

12.4. Opsamling på velfærdsøkonomisk analyse af virkemidler

Det er lagt vægt på at opnå konsistens mellem de forskellige modeller, der er anvendt i de budgetøkonomiske analyser, så de kan indgå i de velfærdsøkonomiske beregninger og danne grundlag for sammenligninger på tværs af virkemidler.

De velfærdsøkonomiske analyser belyser, hvordan det samlede danske samfunds forbrugsmuligheder ændres, idet opgørelsen sigter på at give en samlet økonomisk vurdering af de enkelte tiltag for det danske samfund. Således understøtter de velfærdsøkonomiske resultater grundlaget for at prioritere mellem tiltag.

I tabel 12.11 er de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for en række virkemidler samlet.

Af de arealrelaterede virkemidler er efterafgrøder det mest omkostningseffektive, under antagelse af, at der ikke er et udbyttetab som følge af efterafgrøderne. Der er således ingen omkostninger ved omplacering af efterafgrøder og kun lave omkostninger ved etablering af yderligere 185.000 ha. Indregning af de afledte miljøeffekter reducerer omkostningen og betyder, at en omlægning af efterafgrøder vil kunne medføre en lille velfærdsøkonomisk gevinst på grund af CO₂-reduktionen (se tabel 12.11).

Alle udtagningsmetoder har en omkostningseffektivitet på over 20 kr./kg N i velfærdsøkonomiske priser, både ved lave og høje jordrenteforudsætninger, samt når afledte effekter indregnes. Omkostningseffektiviteten ved de analyserede udtagningsmetoder er derfor dårligere sammenlignet med de generelle afgiftstiltag. Derimod er vådområder med lav jordrente konkurrencedygtige i forhold til normreguleringen.

Forskellene på de velfærds- og budgetøkonomiske omkostninger skal i et vist omfang tilskrives, at der er forskel på, hvordan tilskuddene indgår i beregningen. I den velfærdsøkonomiske beregning tæller de nationale tilskud ikke med, mens den EU finansierede andel indregnes. I de budgetøkonomiske analyser indgår det fulde tilskudsbeløb.

Tabel 12.11. Budget- og velfærdsøkonomisk opgørelse af omkostningseffektivitet set i forhold til fuld VMPII

Afløste effekter ¹⁾	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk	
	Uden	Uden	Med
----- Reduktion i udvaskning, kr. pr. kg N -----			
Gødnings- og bedriftsrelaterede tiltag			
Bedre foderudnyttelse	5		
Efterafgrøder (omplacering af arealer)	0	0	-3
Efterafgrøder (yderligere arealer)	7	8	6
Nedsat N-norm (10 pct.)	17	28	21
Reduceret husdyrproduktion (400.000 DE)	55	114	90
Arealrelaterede tiltag			
Vådområder I	30-36	29 – 42	22 – 35
Vådområder II	54	29 – 42	22 – 35
MVJ-ordninger i alt	124-140		
- 40 pct. N-norm nedsættelse	85		
- Græsordninger	129-171		
- 20 års udtagning af agerjord	100-133		
- Miljøbetinget drift	51		
Skovrejsning	95	39 – 63	29 - 53
Udtagning til vedv. græs	100-133	192 – 322	114 - 244
Økologisk mælkeproduktion	57		

Bem.: Der er som angivet ikke gennemført velfærdsøkonomiske analyser for alle virkemidler.

¹⁾ De indregnede afløste effekter omfatter ammoniakfordampning og emission af drivhusgasser.

Kilde: Egne beregninger.

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved skovrejsning vil være lavere, såfremt der opnås EU-medfinansiering af offentlig skovrejsning.

Når de lave jordrenteniveauer anvendes som mål for tabet og de afløste effekter regnes med, så er udtagning ved vådområder forbundet med forholdsvis lave omkostninger per kg N. Hvis alle de afløste effekter på rekreative værdier og biodiversitet blev indregnet, ville vådområder stå endnu stærkere. Men det skal også erindres, at hvis et vådområde har en meget stor kapacitet til kvælstoffjernelse, så kan naturværdien være mindre, fordi dette vådområde vil være meget næringsrigt.

Der er i tabel 12.12 foretaget en opgørelse af de velfærdsøkonomiske omkostninger ved administrativ regulering baseret på den rådgivning af virkemidler, der er beskrevet i kapitel 6 (budgetøkonomisk opgørelse). Som det fremgår udgør omkostningerne ved en 5 pct. reduktion ca. 40 mio. kr., men efter fradrag for afløste effekter (sideeffekter) vil der være en mindre gevinst. Baggrunden for de lave omkostninger ved en 5 pct. reduktion er, at nogle af de anvendte virkemidler søger at udbedre inefficiens i

den nuværende lovgivning (efterafgrøder). Ved en 10 og 25 pct. reduktion af N-udvaskningen ligger omkostninger stort set på niveau med angivelserne i kapitel 6, og inddragelse af de afledte effekter reducere omkostningerne med ca. 25-30 pct.

Tabel 12.12. Velfærdsøkonomiske omkostninger i forhold til fuld VMPII med og uden afledte effekter

Afledte effekter ²⁾	Administrativ regulering				Tvungen udtagning			
	Uden	Med	Med	Med	Uden	Med	Med	Med
Mål	Mio. kr. årligt	Mio. kr. årligt	----- kr./ kg N ¹⁾ ----- Udvaskning Afstrømning		Mio. kr. årligt	Mio. kr. årligt	----- kr./ kg N ¹⁾ ----- Udvaskning Afstrømning	
- 5 pct.	41	-3	0	0	167	130	31	36
- 10 pct.	301	198	12	19	342	266	31	36
- 25 pct.	1.470	1.111	26	40	960	749	31	36

¹⁾ Afstrømningen reduceres med 1/3 af udvaskningen undtagen for vådområder, hvor effekt på udvaskning er lig reduktion i afstrømning (se Leth-Petersen et al., 2003).

²⁾ De afledte effekter omfatter ammoniakfordampning og emission af drivhusgasser.

Bem.: Afstrømning er lig tilløb til fjorde og vandløb.

Kilde: Egne beregninger.

Set i forhold til tvungen udtagning er den administrative regulering billigere ved mindre reduktioner, men på niveau ved større reduktionen af kvælstofudvaskningen. Baggrunden er, at der ved tvungen udtagning er anvendt de samme omkostninger pr. ha ved alle niveauer, og at udtagning er eneste virkemiddel. Det vurderes, at jordrentetabet reelt vil være lavere ved en mindre reduktion, da indsatsen kunne målrettes, men højere ved en større reduktion (se analyser for Odense Fjord opland i kapitel 8). Forskellen mellem adm. regulering og udtagning er derfor nok mindre end angivet i tabel 12.12. De afledte effekter reducerer omkostningerne ved administrativ regulering og tvungen udtagning i stort set samme omfang.

Da vådområder indgår med en større andel ved tvungen udtagning er forskellen mellem omkostninger pr. kg N i reduceret udvaskning og afstrømning mindre end ved administrativ regulering. Tvungen udtagning er derfor mere konkurrencedygtig, når der måles på kr. pr. kg N i reduceret afstrømning.

13. Diskussion og fremtidige perspektiver

Formålet med denne rapport har været at beregne økonomiske konsekvenser for landbruget og samfundet ved forskellige virkemidler til begrænsning af kvælstof- og fosfortabene nationalt og regionalt, samt at bidrage til en samlet analyse af virkemidlernes omkostningseffektivitet. I det følgende diskuteres nogle centrale implikationer af de fundne resultater.

Som det er fremgået af analyserne, tyder fremskrivninger af udviklingen i landbrugs-erhvervet på, at landbrugets overskud af kvælstof og fosfor på nationalt niveau vil være moderat aftagende de kommende år. EU-reformen fra 2003 vil yderligere reducere kvælstofoverskuddet. Samlet forventes dette at reducere N-overskuddet med ca. 8 pct.

Danmark er i forbindelse med implementeringen af EU's Vandrammedirektiv forpligtet til i stigende grad at sikre hensynet til et godt miljø i søer, vandløb, kystvande og grundvand på oplandsniveau. Det er således væsentligt, at regulering af næringsstofbelastningen både tager hensyn til overordnede målsætninger og hensynet til vandmiljøet i de enkelte oplande. Det vurderes, at de miljømål, der opstilles i forhold til implementering af Vandrammedirektivet, har stor betydning for omkostningerne. Det vil derfor være nødvendigt med en analyse af de forventede omkostninger inden de endelige mål i relation til Vandrammedirektivet opstilles.

Der er i rapporten gennemført analyser af tre forskellige reguleringssystemer omfattende administrativ regulering, økonomisk regulering og tvungen arealudtagning. Et centralt resultat i både de budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske analyser er, at økonomisk regulering er mere omkostningseffektiv end de andre reguleringssystemer, når der ses på kr. pr. kg reduceret N-udvaskning. Denne konklusion gælder også, såfremt der inddrages sideeffekter i form af ammoniak og emissionen af drivhusgasser, da gevinsten ved disse sideeffekter er relativ ensartet for de betragtede reguleringssystemer. Såfremt flere af de eksisterende regler (lagerkrav m.m.) fjernes, vil det styrke fordelene ved økonomisk regulering sammenlignet med de andre reguleringssystemer. Det er dog usikkert, hvor mange af de nuværende regler der reelt kan fjernes indenfor rammerne af EU's -nitratdirektiv. Analysen viser endvidere, at de fleste udtagningsinstrumenter er relativt dyre, hvis omkostningen måles i forhold til udvaskningen.

Analysen af den administrative regulering viser, at omlægning og yderligere efterafgrøder, ændret fodring og vådområder er blandt de billigste virkemidler. Rangordnin-

gen er den samme i den budget- og velfærdsøkonomiske opgørelse. Reduceret husdyrhold og græsordninger fremstår omvendt som de dyreste virkemidler.

Det har ikke været muligt at beregne omkostningerne ved en reduktion af N-udvaskningen på 50 pct. for afgifter og administrativ regulering, da en så omfattende reduktion ligger udenfor de modeller og antagelser, der i øvrigt er foretaget. Det vurderes dog, at en omfattende reduktion i N-udvaskningen vil indebære udtagning af arealer ved alle reguleringssystemer inkl. afgifter.

Omkostningerne i forbindelse med afgifts- og normregulering er undervurderede, idet disse beregninger ikke i tilstrækkelig grad tager hensyn til kvalitetseffekten af en lavere kvælstoftildeling (lavere proteinindhold) og den langsigtede udbytterespons som følge af en varig reduktion i kvælstoftilførslen. Der er dog tvivl om, hvor meget disse forhold betyder.

Omvendt har den gennemførte analyse af afgifter forholdsvis høje omkostninger sammenlignet med andre studier af afgifter, hvilket indikerer, at afgifternes omkostningseffektivitet er undervurderet i nærværende analyse.

Der er i analyserne af udtagning generelt forudsat, at husdyrproduktionen reduceres, mens der i den administrative regulering forudsættes, at husdyrgødningen omfordeles. Såfremt udtagning i stedet fører til øget omfordeling af husdyrgødningen, vil både omkostningerne og reduktionen i kvælstofudvaskningen reduceres i forhold til de øvrige reguleringssystemer.

I de velfærdsøkonomiske analyser er kun indregnet sideeffekter i form af ammoniaktab og emission af drivhusgasser. Inddragelse af flere sideeffekter vil formentlig betyde, at omkostningseffektiviteten for udtagning forbedres i forhold til økonomisk regulering, men omfanget heraf er usikkert.

Der er i de gennemførte analyser fokuseret på omkostningerne i forhold til reduktion i kvælstofudvaskningen. En given reduktion i N-udvaskningen for de forskellige reguleringssystemer medfører imidlertid ikke samme reduktion i kvælstofafstrømningen til vandmiljøet, fordi især etablering af vådområder har en relativ stor effekt på afstrømningen. Da vådområder indgår med en stor andel ved tvungen udtagning, vil det være med til at forbedre konkurrenceevnen for tvungen udtagning i forhold til de andre reguleringssystemer, såfremt sammenligningen foretages i forhold til kr. pr. kg N i reduceret afstrømning.

Der vil endvidere være forskel mellem afgifter og normer i forskellige regioner. Således viser beregninger, at afgifter reducerer N-overskuddet mest på øerne.

Ligesom for kvælstof er det principielt muligt at anvende en række virkemidler til reduktion af P-overskuddet, herunder økonomisk regulering, administrativ regulering og arealudtagning. Der er dog kun foretaget analyser af relativt få virkemidler. Det vurderes, at øget brug af fytase i fodringen vil kunne reducere fosforoverskuddet med ca. 15.000 tons P til ca. 19.000 tons P, og at dette stort set vil være omkostningsfrit. Herudover er der gennemført vurderinger af tre niveauer for fosfornormer. Konklusionen er, at et fosforoverskud på højst 10 kg P pr. ha ikke vil medføre væsentlige omkostninger for erhvervet før fuld tilpasning med fodring er gennemført. Et krav om fosforbalance vil berøre mange bedrifter og skønsmæssigt koste ca. 350 mio. kr. årligt. Der ville her ikke være behov for fosfor i handelsgødning. Behovsbetinget fosfortildeling vil typisk betyde, at mange husdyrintensive bedrifter i en årrække må tildele mindre fosfor end planternes behov, hvilket vil øge transportbehovet og omkostningerne ganske betydeligt.

For fosfor gælder, at en udpegning af egentlige risikoarealer vil kunne reducere omkostningerne i forhold til reduktionen i udvaskningen, idet indsatsen kan målrettes, hvor effekten er størst. Dette skal ses i lyset af, at hovedparten af fosfortabet sker gennem brinkerosion m.m. fra risikoarealer, hvorfor en målrettet indsats mod disse arealer vil give en sikker og relativ hurtig effekt, mens en indsats i form af normer og afgifter måske først vil have en effekt om 20 år. Omvendt vil der med et fastsat fosforoverskud ske en fortsat ophobning og dermed være en øget risiko for udvaskning. Det fremgår, at vådområder også her er et omkostningseffektivt virkemiddel i kraft af en reduktion i afstrømningen på over 10 kg P pr. ha.

En væsentlig forudsætning for økonomiske styringsmidlers effektivitet er, at deres effekter ikke "forstyrres" af andre virkemidler, fx gødningsnormer, som indvirker direkte på det samme reguleringsobjekt som afgiften og dermed helt eller delvis neutraliserer effekten af det økonomiske styringsmiddel. For andre typer administrative virkemidler kan der derimod være et konstruktivt samspil med afgiftsregulering - fx kan arealudtagningsprogrammer give et udmærket regionalt/lokalt supplement til en generel afgiftsregulering. I så fald kan afgiften påvirke omkostningseffektiviteten ved arealudtagningen, både fordi jordrenten på det udtagne areal reduceres som følge af afgiften, og fordi udvaskningen fra det pågældende areal som udgangspunkt er lavere efter afgift end før.

Analyserne viser, at den geografiske placering af skovrejsning, vådområder m.v. spiller en stor rolle for såvel indtjeningsstab som effekt på N-udvaskning og -afstrømning. For at kunne foretage en omkostningseffektiv udtagning af landbrugsarealer er der derfor behov for et relativt nøjagtigt kendskab til disse forhold på de konkrete arealer, hvilket stiller ganske betydelige krav til datamateriale og analyseværktøjer. I rapporten er gennemført analyser for oplandet til Odense Fjord med anvendelse af en ny bedriftsmodel, der angiver forventet indtjening baseret på bedriftskaraktistika. Tilsvarende analyser burde gennemføres for andre afstrømnings-oplande i forbindelse med evt. implementering af arealrelaterede virkemidler. Det kunne skabe grundlaget for en vurdering af omkostningerne i de enkelte vanddistrikter ved implementering af Vandrammedirektivet.

Som nævnt ovenfor kan det anbefales at kombinere generelle afgifter med regionale arealudtagningsinstrumenter. Der er ikke foretaget en egentlig analyse af forholdet mellem doseringen af henholdsvis generelle og regionale virkemidler. Én tilgang kan være at dosere de generelle virkemidler (afgifter eller gødningsrelaterede administrative virkemidler), så de sikrer målopfyldelsen i mindst ét vanddistrikt, og supplere med regionale arealbaserede virkemidler for at nå målene i de øvrige vanddistrikter. Såfremt de generelle virkemidler (afgifter og normer) er noget billigere end de arealrelaterede virkemidler, kan det dog være økonomisk fordelagtigt at dosere mere af de generelle virkemidler på bekostning af de regionale virkemidler, fordi hovedparten af vanddistrikterne herved får en billigere regulering. Der er dog behov for analyser for alle vanddistrikter, før en optimal strategi herfor kan fastlægges.

De gennemførte analyser tyder på en vis positiv krydseffekt mellem regulering af kvælstof og fosfor. Således vil en balance afgift på kvælstof også reducere fosforoverskuddet, og arealudtagning vil have gunstige effekter på både kvælstof- og fosforproblemerne. I det omfang, reguleringstiltag i forhold til henholdsvis kvælstof og fosfor konkurrerer indbyrdes, kan prioritering mellem de to næringsstofproblemer komme på tale, herunder om det er mere omkostningseffektivt at reducere fosforoverskuddet end at reducere kvælstofudvaskningen yderligere. Rapportens analyser indikerer at såfremt mere end 0,5 pct. af P-overskuddet udvaskes, så vil det være en fordel at prioritere indsatsen omkring fosfor i forhold til kvælstof. Der er imidlertid behov for mere sikre analyser af sammenhæng mellem P-overskud og afstrømning og omkostninger ved at reducere fosforoverskuddet i det enkelte land for at kunne afgøre, hvilke af de to næringsstoffer det er mest omkostningseffektivt at reducere.

En afgift på landbrugets kvælstofoverskud medfører et afgiftsprovenu, som i beregningerne er forudsat tilbageført uden forvridende effekter. For en 8 kr. afgift er der tale om et provenu på knap 2 mia. kr. og for en 12 kr. afgift godt 2,5 mia. kr. Den praktiske udformning af en sådan tilbageføring rejser en række problemstillinger, herunder fx. fastlæggelse af kriterier for udbetaling af provenu, fordeling mellem landmænd, osv. Det er således ikke nødvendigvis givet, at den enkelte landmand vil opleve afgiftsregulering som den billigste løsning.

Udover problemstillingen omkring tilbageføring af evt. afgiftsprovenu adskiller de betragtede reguleringsformer sig også i kraft af forskellige grader af offentlig deltagelse, hvor arealrelaterede virkemidlerne i høj grad bygger på offentligt finansierede tilskud eller kompensationer, mens de gødningsrelaterede virkemidler kun i begrænset omfang inddrager offentlige midler direkte. Så selv om arealudtagnings-virkemidler kan være hensigtsmæssige i nogle sammenhænge, så kan hensynet til de offentlige finanser være en hindring for deres anvendelse.

De administrative omkostninger ved udfærdigelse af gødningsregnskaber er i rapporten opgjort til 25 mio. kr. for det offentlige og 79 mio. kr. for erhvervet. En yderligere reduktion af kvælstofnormer eller introduktion af fosfornormer vil kunne ske uden væsentlige meromkostninger. Ved de arealrelaterede virkemidler anvendes under 10 pct. af det samlede tilsagn på administration. Dette niveau forventes også at gælde ved fremtidig regulering.

Et skift fra administrativ regulering til økonomisk regulering vil næppe reducere de administrative omkostninger for erhvervet væsentligt, idet erhvervet ved en overgang til økonomisk regulering fortsat vil skulle foretage en effektiv gødningsplanlægning. De offentlige administrationsomkostninger ved et balance-afgiftssystem afhænger af, hvordan afgiftsmodellen indrettes. Fx kan inddragelse af kvælstoffikserende afgrøder i afgiftsgrundlaget føre til øgede administrative omkostninger i forhold til de nuværende indsamlings- og kontrolomkostninger i forbindelse med gødningsregnskaber.

Det bør nævnes, at de gennemførte analyser – og navnlig sammenligningen på tværs af reguleringssystemer – er behæftet med en vis usikkerhed. Dels er de enkelte beregninger behæftet med forskellige former for usikkerhed pga. ufuldstændigt datagrundlag, nødvendige modelforenklinger m.v., dels er analyser af de forskellige reguleringssystemer gennemført ved hjælp af forskellige analyseværktøjer. Eksempelvis er omkostningerne i nogle beregninger opgjort ud fra tilskudssatser, men andre analyser tager udgangspunkt i det faktiske jordrentetab. Der præsenteres derfor ikke en samlet

oversigt på tværs af alle tre reguleringssystemer, men i stedet er konklusioner draget på baggrund af partielle sammenligninger mellem virkemidler og reguleringssystemer.

Også opgørelsen af direkte og afledte miljøpåvirkninger må siges at være behæftet med usikkerhed, dels pga. usikkerhed i koblingen mellem økonomi- og miljøberegninger, dels pga. usikkerhed i de anvendte miljømodeller. Det vurderes, at koblingen mellem økonomi- og miljøberegninger ikke har været så tæt, som det var forventet fra starten. Endvidere vil en række af miljøkonsekvenserne være stærkt afhængige af vejrforholdene i et givet år. Således er de beregnede forskelle i omkostningseffektivitet generelt usikkerhedsbehæftede. På trods heraf vurderes de ovennævnte anbefalinger (som også er teoretisk velfunderede) stadig at have gyldighed.

Koordinering af data og analysemetoder mellem tekniske undergrupper og institutioner tager tid, hvorfor der skal gives mulighed for at koordinere analyser og resultater. Dette gælder specielt, når det er nye modelkoncepter, der søges kombineret. Det kunne dog være en fordel, om der i fremtiden spekuleres i at etableres et modelkoncept, der kan anvendes til denne typer af analyser. Der er ligeledes et åbenbart behov for viden (data, adfærd, omkostningsanalyser, m.v.) i forhold til landbrugets fosforforbrug og –overskud for at kunne give mere solide vurderinger af forskellige former for regulering.

I nærværende analyse er værdien af sparede ammoniak- og drivhusgas-emissioner indregnet. Opgørelse og værdisætning af en række andre miljøgoder har ikke været mulig i denne sammenhæng på grund af et utilstrækkeligt videngrundlag. Fremtidig inddragelse af sådanne aspekter vil derfor forudsætte en styrkelse af metode- og videngrundlaget på dette område.

Summary

The purpose of this report is to analyse the economic consequences for agriculture and for society of different measures to reduce nitrogen leaching and phosphorus surplus. The analyses are carried out both at the national and regional level, where the catchment area for Odense Fjord is the case area for the regional analyses. Furthermore, the purpose is to calculate and compare the cost-effectiveness of different measures, where the costs are related to the reduction in nitrogen leaching and phosphorus surplus respectively.

Such a comparison is a very complex task, which requires integration of economic and environmental models. Several types of economic models have been used. In order to estimate the sector economic consequences, the ESMERALDA model from the Danish Research Institute of Food Economics has been adopted. At the farm level, the income has been modelled based on farm characteristics for the selected farms. Furthermore, calculations of the administrative costs for the agricultural sector and the government have been included. To assess the costs for society as a whole, welfare economic calculations have been undertaken, where the additional effects related to environmental goals have also been included. In total the calculations have created a foundation which is more comprehensive than the analyses carried out before Danish Action Plan for Aquatic Environment I and II (VMP1 and VMP2).

This report has been produced by the economic sub-group, which is one of 13 technical sub-groups established to create the analytical foundation for the Danish Action Plan for Aquatic Environment III (VMP3) (see appendix 1 and www.VMP3.dk).

Nitrogen

While administrative regulation and set-aside are well known and used measures of regulation, taxes have not yet been used in order to regulate the usage of nitrogen in agriculture. In this report the effects of a tax on the nitrogen surplus imposed at the sector level has been analysed. When using a tax on nitrogen surplus all nitrogen supplied to agriculture is taxed and all nitrogen sold from the farm is subsidised, so that only the net nitrogen loss is taxed. In the analyses, it is assumed that a tax will replace parts of the current administrative regulation, namely nitrogen norms and requirements related to the utilisation of nitrogen in animal manure. The requirement regarding the relationship between the number of animals and the farmed area is maintained.

Calculations show that a replacement of the administrative regulation will require a tax of approx. 3 DKK per kg N. It is estimated that this change would reduce costs by 60-70 million DKK whilst still obtaining the same environmental goal (full effect of VMPII). In welfare economic prices this is equivalent to 75-90 million DKK. The estimate is uncertain and is expected to be a lower estimate of the actual gain. The sector economic analyses show that a tax of 4 DKK per kg N will cost approx. 13 DKK per kg in reduced N-leaching, if the revenue is transferred back to the agricultural sector. A tax of 8 DKK per kg N will lead to costs of 17 DKK per kg N in reduced leaching, while a tax of 12 DKK (300 %) will cost 20 DKK per kg in reduced N-leaching. The latter estimate is very uncertain as high tax levels might lead to substantial behavioural changes which might increase set-a-side due to negative income. A tax of 12 DKK per kg N is expected to decrease the N-leaching by 10 % compared to full effect of the VMPII. The total annual cost in this case is estimated at 420 million DKK with the revenue transferred back to the agricultural sector. It is estimated that the development in livestock and area usage towards 2010 will lead to a minor reduction in N-surplus.

The economic calculations show that reallocation of current cover crops or establishing more cover crops, changed feeding and more wetlands are the cheapest administrative measures. On the other hand, measures like increased set-a-side and grass-schemes as well as reduction in livestock are expensive measures. The estimated cost-effectiveness is entirely based on costs in relation to nitrogen leaching.

The total costs of reducing nitrogen leaching by 10 % in relation to the full effect of VMPII using administrative measures, is 365 million DKK which is equivalent to 21 DKK per kg in reduced N-leaching. The cost is a little lower than the use of taxes, but this is due to relative inexpensive measures like replacement of cover crops, which is not included in the ESMERALDA model analysis. Therefore the costs of using levy's might be overestimated. Furthermore, the effect of taxing on N-leaching might be underestimated as expected technological changes is not included.

A reduction of 25 % costs 1,500 million DKK, when the most cost effective combination is used, whereas a reduction of 50 % cannot be achieved with the measures included in the analysis. To reach such a reduction, a significant reduction in both livestock and the agricultural area is expected, which is why both the economic and environmental impacts are very uncertain.

The welfare economic analyses, which depict the costs for society, show that taxation (N-surplus model) is the most cost effective measure. This result is supported by previous research in this area. Among the administrative measures, cover crops are the most cost-effective, while taking land out of production leads to a high welfare economic loss. From a national point of view, a very cost effective scenario is set-a-side within the EU agricultural policy, as the compensation is financed through EU hectare premium.

In the welfare economic analyses, the cost-effectiveness is calculated both with and without inclusion of the additional effects covering emissions of CO₂ and NH₄. The value of additional effects, such as the recreational value has not been included. The value of the additional effects varies with the different measures from 2 to 13 DKK per kg in reduced N-leaching. The value of additional effects related to taxation and reduced fertiliser norms are approx. 6 DKK per kg N, while the value of reducing livestock is almost 25 DKK per kg N in reduced leaching. The calculations show that the welfare economic ranking of the different measures is unchanged by the inclusion of additional effects.

The analysis of the administrative costs for the agricultural sector, government, county and municipality show that the costs for the sector with respect to fertiliser plans and accounts constitute 80 million DKK yearly. This is equivalent to a yearly cost of 1,900 DKK per Danish farmer. On top of that there are costs related to area measures, like wetlands, of 2 million DKK yearly. The total cost for the authorities is 127 million DKK, of which 25 million DKK are related to fertiliser accounts, 46 million DKK related to the inspection of the farm made by the municipality and the rest is area-related activities such as the creation of wetlands, forest etc. For the latter measures, the average administration costs for the authorities and the sector constitute just over 8 % of the total amount paid in compensation. The yearly costs related to fertiliser accounts are approximately twice the costs related to area-related measures.

The inclusion of administrative costs increases the costs of using fertiliser norms. On the other hand a change in the regulation, e.g. lower fertiliser norms or the introduction of phosphorus norms, is possible without major additional costs. A change from fertiliser accounts to taxation (N-surplus model) will perhaps reduce the administrative costs if N-fixation is not included. The inclusion of N-fixating crops (e.g. clover and peas) would increase the administrative costs leading to the overall administrative costs of taxation being higher than the costs related to fertiliser accounts. The sector

costs related to fertiliser accounts will remain almost unchanged as taxation on nitrogen will also require detailed fertiliser planning at the farm level.

For the Odense Fjord catchment area, an analysis of the costs of achieving a reduction in the nitrogen loss to the Fjord by 300, 600 and 1,200 tonnes N respectively have been calculated. A reduction of 1,200 tons is equivalent to a reduction in N-losses to Odense Fjord of approximately 60 percent. The calculation is based on the measures proposed by the Scenario group, which is another of the groups involved in establishing the technical foundations for VMPIII. The costs of reaching the three levels of reduction is approximately 10, 27 and 64 million DKK, or 26, 35 and 38 DKK per kg in reduced nitrogen leaching. Related to the nitrogen loss to the Odense Fjord, the costs are between 37 and 61 DKK per kg N at the three levels. In the case where the most cost-effective measures are used (mainly cover-crops and wetlands), the costs can be halved. Using set-a-side as the sole measure, the costs constitute 37-79 DKK per kg N in reduced N-loss to the Fjord.

The cost of reducing nitrogen leaching in Odense Fjord are lower than in the national analyses, as the calculated costs related to wetlands are based on an estimate of the actual costs for specific farms, whereas the national cost is based on subsidies needed to achieve voluntary agreements. Typically, the compensation using voluntary schemes will be higher than the direct cost for the farm in order to provide the necessary incentives.

Based on the sector- and welfare economic analyses, it can be concluded that taxes are more cost-effective than administrative measures. An exchange of the present administrative system with a system based on taxation will lead to cost savings at the national level. The analysis also points out that large reductions in nitrogen leaching are very difficult to achieve using taxes or reduced fertiliser norms alone. In this case, large reductions in the agricultural area are also needed. Using set-a-side would have to be targeted regionally to achieve the most cost-effective implementation.

Phosphorus

As opposed to nitrogen, more detailed economic analyses of the costs of reducing phosphorus surplus or leaching, have not been carried out before. The analyses are therefore not as well founded.

A change in the feeding will reduce the phosphorus (P) surplus by 15,000 tons to 19,000 tons P, which is equivalent to 7 kg P per ha. Increases in the use of phytase

and the use of phase feeding is almost cost neutral. This change is taking place and the use of phytase will be common practice in feedstuff used on most pig farms in 2004. The development will be promoted by the use of taxes on P in feedstuff. However, taxation on P in feedstuff is not analysed in this report.

A norm on phosphorus limiting the surplus to 10 kg P per ha will reduce the surplus by 2 kg P per ha to 6 kg per ha. It is assumed that the use of norms will be implemented after the change in feeding practice has been implemented. The analyses indicate that a maximum surplus of 10 kg P per ha would lead to a redistribution of 5 % of all manure. Especially, intensive dairy and poultry farms are affected by this requirement. It is assumed that this reallocation will increase the transportation costs by 10 DKK per tonne manure. The additional costs are 18 million DKK and the cost savings on P in mineral fertiliser are 17 million DKK. The net costs are therefore relatively low.

Balance between incoming and outgoing phosphorus at the farm level is expected to cost around 350 million DKK. This is equivalent to 20 DKK per kg P-surplus or 12 DKK per tonne slurry. This requirement will lead to substantial redistribution of animal manure between parts of the country. There is here a need for more thorough analyses of the implications as the cost estimates are very uncertain.

Among the area related measures, which can contribute to a reduction in the phosphorus loss, the analyses show that wetlands are the most cost-effective measure. Furthermore, wetlands also reduce nitrogen losses.

The phosphorus analysis for Odense Fjord shows the same tendencies as identified at the national level. The phosphorus surplus is 8 kg P per ha (field balance) at the outset, which is slightly lower than the national average. Changes in feeding practices will reduce the surplus by 4 kg P per ha at a relatively low cost. The expected increase in animal production towards 2010 in the County of Fyn will increase the P surplus to 6 kg P per ha.

Final remarks

With these calculations, a large step has been taken towards analyses stretching all the way from the farm to the aquatic environment, covering both nitrogen and phosphorus. The analyses have covered a wide spectrum of measures and these have been analysed using different models. Internal consistency is assured by calculating the cost per kg reduced N-leaching and by using the same targets for the reductions. Par-

tial comparisons have been used to ensure that the comparison between regulatory systems is based on a consistent foundation.

The next challenge would be to carry out cost analyses for all catchments areas in Denmark estimating the costs related to reducing nutrient losses to the aquatic environment as was the intention with the analyses for Odense Fjord in this report. Furthermore, it will be relevant to include the combined effect of reducing both nitrogen and phosphorus in future analyses.

The analyses here have been carried out in preparation for the Danish Action Plan for Aquatic Environment III, with the limitations in time and resources involved. The report points to a number of areas where further analyses are needed. There is a need for a more coherent model framework from the farm level to e.g. the Fjord and a better link between economic and environmental calculations. In future analyses more additional effects could be included and valued, but also the administrative costs need to be examined more closely. Finally, there is a need for more knowledge regarding phosphorus flows and the costs of measures to reduce phosphorus losses in Denmark.

Litteraturliste

- Abildtrup (2000): Indkomsttab ved tiltag til beskyttelse af vandmiljø og natur, etablering af vådområder, etablering af sprøjtefri randzoner, samt sprøjte- og gødningsfri randzoner i Særligt Følsomme Landbrugsområder (2001). Notat. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Abildtrup, J. (2001): Retablering af vådområder - erfaringer og perspektiver, Tidsskrift for Landøkonomi 1/2001: 56-66.
- Abildtrup, J.; Schou, J.S. & Birr-Pedersen, K. (2001): Modelling the Costs of Agricultural Land-Use Changes. ERP Conference on Environmental Policy: Assessing the Costs of Compliance, London School of Economics, UK, 17-18 September 2001.
- Abildtrup, J.; Ørum, J.E.; Jensen, J.D. og Jacobsen, B.H. (2004): Økonomiske analyser af virkemidler til reduktion og næringsstofbelastningen til Ringkøbing Fjord. Working Paper no. 04/2004. Fødevareøkonomisk Institut.
- Andersen, J.M.; Wier, M.; Hasler, B. og Bruun, H.G. (1998): Landbrugsscenarier – integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Faglig rapport fra DMU, nr. 257.
- Andersen, J.M.; Bruun, H.G.; Jensen, J.D.; Wier, M.; Sørensen, P.B.; Rolev, A.-M.; Conley, D.; Hertel, O.; Frohn, L.M og Asman, W.A.H. (2000): Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af markedsordningerne i EU's landbrugsreform. Faglig rapport fra DMU, nr. 308.
- Andersen, J.M.; Poulsen, H.D.; Børsting, C.F.; Rom, H.B.; Sommer, S.G. & Hutchings, N.J. (2001): Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 353.
- Andersen, L. (2002): "Dansk landbrug og fødevareproduktion 2000-2010", kapitel 4 i Landbrugets økonomi – efteråret 2002. Fødevareøkonomisk Institut, november 2002.
- Andersen, M. (2001): Den regionale udvikling i landbrugsproduktionen – en simpel fremskrivning. Notat, Fødevareøkonomisk Institut, november 2001.

- Andersen, M.S. & Strange, N. (2003): Miljøøkonomiske beregningspriser. Faglig rapport fra DMU, nr. 459.
- Anonym (2003): Håndbog til driftsplanlægning. Landbrugsforlaget.
- Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Jacobsen, B.H.; Olesen, J.E. og Hutchings, N.J. (2003): Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agr. Systems*, Vol. 76: 817-839.
- Birr-Pedersen, K. (2000): Welfare Economic Cost-Benefit Analysis. Working Paper from the project "ARLAS". Danmarks Miljøundersøgelser.
- Blicher-Mathiesen, G.; Grant, R.; Jørgensen, U. og Poulsen, H.D. (2003): Vandmiljøplan II - Slutevaluering af de enkelte virkemidler. Notat. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.
- Blicher-Mathiesen, G. og Grant, R. (2003): Faglig vurdering af VMPIII scenarier. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser. Rapport fra **Miljømodelgruppen (F6)**.
- Christensen, J. og Hansen, L.G. (2000): Incentive Regulation of Agricultural Nitrogen Loss – the Case of Danish Pig Farms. SØM publikation no. 38.
- Christensen, P.; Elsborg, K.; Kørnøv, L.; Nielsen, E.H.; Schmidt, J. og Christensen, H.S. (2003): Udbyttet af VVM – Evaluering af VVM i Danmark. Udarbejdet af Aalborg Universitet for Miljøministeriet – Landsplanafdelingen.
- Christensen, T. & Rygnestad, H. (2000): Environmental Cross Compliance: Topics for future research. FØI Working Paper no. 1/2000.
- Christiansen, A. et al. (2003): Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringstofbelastningen. Rapport fra **Teknologigruppen (F3)**.
- Dalgaard, R. (2003): Analyser af fosforoverskud ud fra regnskabsdata. Regneark fra Danmarks Jordbrugsforskning.
- Damgaard, C.; Erichsen, E. H. & Huusom, H. (2001): Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Wilhjelmudvalget.

- Dansk Landbrug (2003): Økonomiske konsekvenser ved reducerede gødningsnormer. Brev til Fødevarerministeren og Miljøministeren den 10.12.2003.
- Das, D. (2004): Landmænds adfærd i teori og praksis – et regionalt casestudie. FØI Working Paper no. 01/2004.
- DFFE (2003): Bekendtgørelse om tilskud til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger i særligt følsomme områder. Bek. nr. 187 af 20.03.2003.
- DJF og DMU (2002): Effekten af virkemidlerne i Vandmiljøplan I og II set i relation til en nyvurdering af kvælstofudvaskningen i midten af 80'erne. Notater fra DJF og DMU.
- Dubgaard, A. (1991): The Danish Nitrate Policy in the 1980s. Rapport nr. 59. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.
- Dubgaard, A.; Kallesøe, M.F.; Petersen, M.L. & Ladenburg, J. (2001): Velfærdsøkonomisk beregning vedrørende de flersidige samfundsmæssige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen. Udredning for Wilhelmudvalget.
- DØR (Det Økonomiske Råd) (2002): Dansk Økonomi forår 2002. Det Økonomiske Råd.
- EU (2003): Study on Environmental taxes and Charges in the EU. The European Commission.
www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/taxation/environmetal_taxes.htm
- Finansministeriet (1999): Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. November 1999.
- Finansministeriet (2001a): Miljøvurdering af finanslovforslaget for 2002. Finansministeriet. August 2001.
- Finansministeriet (2001b): Miljøpolitikens økonomiske fordele og ulemper. Februar 2001.
- Finansministeriet (2003): Budgetredegørelse.

Fyns Amt (2003a): Landovervågning 2002. Fyns Amt.

Fyns Amt (2003b): Odense Pilot River Basin, Odense Fjord og opland som EU-testområde for implementering af Vandrammedirektivet 2002-2006. Projektplan pr. 1. maj 2003. Fyns Amt. <http://prb.fyns-amt.dk/>.

Fødevareministeriet (2003): Forenklinger i jordlovgivningen - betænkning fra Udvalget vedrørende forenklinger i jordlovgivningen.

Fødevareministeriet (2003a): Reformen af EU's landbrugspolitik den 26. juni 2003.

Fødevareministeriet & Skov- og Naturstyrelsen (2003a): Rapport fra arbejdsgruppen om generelle virkemidler (Del II).

Fødevareministeriet & Skov- og Naturstyrelsen (2003b): Rapport fra arbejdsgruppen til gennemgang af virkemidler i en regionalt baseret beskyttelse af vandmiljøet mod kvælstof og fosfor (Del III).

Fødevareministeriet & Skov- og Naturstyrelsen (2003c): Rapport fra arbejdsgruppen for udarbejdelse af en strategi for nedbringelse af landbrugets belastning af vandmiljøet med fosfor (Del IV).

Fødevareøkonomisk Institut (2003): Regnskabsstatistik Serie A. Flere årgange.

Fødevareøkonomisk Institut (2003a): Landbrugets økonomi – efteråret 2003.

Fødevareøkonomisk Institut (FØI) (2004): Omkostninger ved normsænkninger som følge af langtidseffekt m.m. Notat til Fødevareministeriet den 17.2.2004.

Grant, R. og Waagepetersen, J. (2003): Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, V., Kyllingsbæk, A., Poulsen, H.D.; Børsting, C.; Jørgensen, J.D.; Schou, J.S.; Kristensen, E.S.; Waagepetersen, J. og Mikkelsen, H. (2000): Vandmiljøplan II – Midtvejsevaluering. Rapport. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.

- Gyldenkærne, S. og Hjort, M. (2003): Effekt på emissionen af ammoniak og drivhusgasser ved implementering af balanceafgift på kvælstof. Notat Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse, November 2003.
- Hansen, J. (2002a): Dansk svineproduktion – økonomisk betydning og miljømæssige problemer. Rapport nr. 139. Fødevareøkonomisk Institut.
- Hansen, J.F. (ed.) (2002b): Arealanvendelse og landskabsplanlægning. Fremtidsperspektiver for natur, jordbrug og arealforvaltning. Notat til workshop den 3.-4. december. Danmarks JordbrugsForskning.
- Hansen, L.G. (1991): Regulering af kvælstoftabet i landbruget. AKF memo. Amternes og Kommunernes Forskningsinstitution.
- Hansen, L.G. (2001a): Nitrogen Fertiliser Demand from Danish Crop farms – Regulatory Implications of Farm Heterogeneity. SØM-publication no. 44. AKF forlaget.
- Hansen, L.G. (2001b): Modelling the Effects of Complex Regulatory Constraints – the case of Danish Nitrogen Regulation. SØM-publication no. 45. AKF forlaget.
- Hansen, L.G. (2003): Omkostningseffektiv reduktion af landbrugets kvælstoftab – lidt mere om metoder og konklusioner. Samfundsøkonomen, Nr. 3., pp. 33-38.
- Hansen, V. og Pedersen, C. (2003): Værdien af gener forbundet med at bo i nærheden af en svinebedrift - værdisætning ved hjælp af husprismetoden. AKF forlaget.
- Hasler, B. (1998): Styling af kvælstofanvendelsen i landbruget. Phd. afhandling. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hasler B.; Damgaard, C.K.; Erichsen, E.H.; Jørgensen, J.J. & Kristoffersen, H.E. (2002): De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning - værdisætning af naturgoder med husprismetoden. AKF forlaget.
- Hasler, B. & Schou, J.S. (2003): Samfundsøkonomisk analyse af sikringen af naturvenlig drift på §3- og naturskowsarealer. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen, Landbrugs- og bioteknologikontoret. Danmarks Miljøundersøgelser, p. 80.

- Hasler, B. og Hansen, L.G. (2004): Notat om effekter af pantafgift. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Illerup, J.B.; Birr-Pedersen, K.; Mikkelsen, M.H.; Winther, M.; Gyldenkerne, S.; Bruun, H.G. og Fenhann, J. (2002): Projection models 2010. NERI Technical report no. 414. DMU.
- IMV (Institut for Miljøvurdering) (2003): Viden, værdier og valg. Debatoplæg om mål og midler i miljøpolitikken. Institut for Miljøvurdering.
- Jacobsen, B.H.; Petersen, B.M.; Berntsen, J.; Boye, C.; Sørensen, C.; Søgaard, H.T. and Hansen, J.P. (1998): "FASSET - A Integrated Economic and Environmental Farm Simulation Model". Rapport nr. 102, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Jacobsen, B.H. (1999): Økonomiske vurderinger af tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget. Ammoniakfordampning – Redegørelse nr. 4. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomisk Institut. Udgivet i samarbejdet med DJF og DMU.
- Jacobsen, B.H. (2000): Vandmiljøplan II - Økonomisk midtvejsevaluering. Rapport. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Jacobsen, B.H. (2002a): Reducing nutrient losses in Denmark and The Netherlands. Poster paper. Xth EAAE congress in Spain.
- Jacobsen, B.H.; Schou, J.S. og Andersen, M.S. (2002): Notat om afgifter som virkemiddel ved reduktion af kvælstof- og fosfortabet fra landbruget – oplæg til det kommende VMPIII arbejde. Fødevareøkonomisk Institut og Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jacobsen, B.H.; Sørensen, C.G. and Hansen, J.F. (2002): Håndtering af husdyrgødning en teknisk-økonomisk systemanalyse. Rapport nr. 138. Fødevareøkonomisk Institut.
- Jacobsen, B.H.; Hjort-Gregersen, K.; Sørensen, C.G. and Hansen, J.F. (2002a): Separation af gylle – en teknisk-økonomisk systemanalyse. Rapport nr. 142. Fødevareøkonomisk Institut.

- Jacobsen, B.H. (2003a): Omkostningseffektivitet og afgifter på kvælstofområdet – en diskussion af metoder. Samfundsøkonomen, nr. 1, pp. 34-37.
- Jacobsen, B.H. (2003b): Omkostningseffektivitet og afgifter på kvælstofområdet. Artikel i Tidsskrift for Landøkonomi. Nr. 1/2003.
- Jacobsen, B.H. (2003c): Kvælstofkontrakter – En omkostningseffektiv måde at reducere kvælstoftildelingen? Artikel i Tidsskrift for Landøkonomi. 2/2003.
- Jacobsen, B.H. (2004a): Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Foreløbigt notat. Fødevareøkonomisk Institut.
- Jacobsen, B.H. (2004b): Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport. Fødevareøkonomisk Institut. (under udarbejdelse).
- Jacobsen, B.H. og Hjort-Gregersen, K. (2003): An Economic and Environmental Analysis of Slurry Separation. Contributed paper for the 14th IFMA congress in Perth, Australien.
- Jacobsen L.-B. (1999): ”Samfundsøkonomiske virkninger af kvælstofafgifter i landbruget”, SJFI Working Paper no. 18/1999.
- Jensen, J. (2003): Groft skønnet natureffekt på en skala fra 1-5 ved anvendelse af udvalgte virkemidler. Notat af 9. oktober 2003.
- Jensen, J. et al. (2003): Faglig notat fra Teknisk Undergruppe F4 vedr. frivillige virkemidler. **Rapport fra Frivillige virkemidler gruppen (F4).**
- Jensen, J.D.; Huusom, H.; Rygnestad, H.; Andersen, M. & Jørgensen, S.H. (2002): ”Economic impacts of transferable quotas in pesticide regulation – data, model and scenarios” Rapport nr. 145. Fødevareøkonomisk Institut.
- Jensen, H.G. & Frandsen, S.E. (2003): Impacts of the Eastern European Accession and the 2003-reform of the CAP. Notat. Fødevareøkonomisk Institut. November 2003.
- Jørgensen, O. (2003b): Beregning af fosforbalance for det dyrkede areal i Odense Fjords Opland. Notat. 2. Oktober 2003.

- Jørgensen, S. H. og Jensen, J.D. (2000): Estimation af priselasticiteter for gødnings- og pesticidkomponenter. Working Paper 16/00. Statens Jordbrugs- og Fiskeri-økonomiske Institut.
- Jørgensen, U. et al. (2003): Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstofab. Rapport fra **Kvælstofgruppen (F10)**.
- Jørgensen, V. et al. (2003a): Anvendelse af næringsstofbalancer for landbruget ved vurdering af erhvervets påvirkning af miljøet. Rapport fra **Balancegruppen (F1)**.
- Kyllingsbæk, A. (2003): Regneark til opgørelse af P-overskud fordelt på stald- og markbalance.
- Landboforeningerne (2002a): Dansk landbrug 2010 – udviklingsscenarier.
- Landboforeningerne (2002b): Hovedrapport vedrørende dansk landbrug 2010 – udviklingsscenarier.
- Landbrugets Rådgivningscenter (2001): Budgetkalkuler.
- Landbrugets Rådgivningscenter (2002): Tilgangen til økologisk jordbrug er gået i stå. Pressemeddelelse den 16. oktober 2002. Landbrugets Rådgivningscenter, Afdelingen for Økologi.
- Landbrugsministeriet (1991): Bæredygtigt landbrug. En teknisk redegørelse.
- Landbrugsrådet (2003): Rådsnyt nr. 2, 30. juni 2003.
- Landscenteret - Svin (2002): Mulighed for at reducere fosforindholdet i svinegødning gennem minimering af fosfor i svinefoderet. Landbrugsinfo.
- Landscenteret (2003): Prognose for økologi 2004. Pressemeddelelse.
- Landscenteret - Svin (2003): anbefalinger vedr. brug af fytase. Landbrugsinfo.
- Larsen, H. et al. (2003): Afrapportering fra arbejdsgruppen om økonomiske virkemidler til regulering af kvælstof og fosfor. Rapport fra **Skattegruppen (F2)**.

- Larsen, H. et al. (2004): Regulering af fosfor. Rapport fra **Fosforfokusgruppen**.
- Leth-Petersen, M. et al. (2003): Notat fra Scenariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og opstilling af scenarier. Rapport fra **Scenariegruppen (F9)**.
- Linddal, M. (1998): Konsekvenser af kvælstofafgifter i landbruget – en sektorøkonomisk analyse. Rapport nr. 101, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Miljøministeriet (2003): Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder. Miljømålsloven. Udkast af 8. oktober 2003.
- Miljøstyrelsen (2003): Skal husholdningernes madaffald brændes eller genanvendes ? Miljøprojekt nr. 814. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen (2003a): Miljøtilsyn 2001 – Sammenfatning af kommunernes, amtskommunernes, Miljøstyrelsens og Skov- og Naturstyrelsens miljøtilsyn. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8, 2003.
- Møller, F.; Andersen, S.P.; Grau, P.; Huusom, H.; Madsen, T.; Nielsen, J. & Strandmark, L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljø- og Energiministeriet.
- Møller, F. (2001): Forrentningsfaktoren og diskontering. Notat. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nielsen, H.L.; Hjort-Gregersen, K.; Thygesen, P. og Christensen, J. (2002): Samfundsøkonomisk analyse af biogasfællesanlæg. Rapport nr. 136. Fødevareøkonomisk Institut.
- Nielsen, K.; Refsgaard, J. C.; Pedersen, S. E.; Madsen, H. B.; Børgesen, C. D.; Wiggers, L.; Dahl-Madsen, K. I.; Styczen, M.; Thorsen, M.; Markager, S.; Jensen, J. P. og Søndergaard, M. (2003): Kvantifiering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Faglig rapport fra DMU nr. 455. Danmarks Miljøundersøgelser.

Nielsen, K.; Andersen, H. E.; Larsen, S. E.; Kronvang, B.; Stjernholm, M.; Styczen, M.; Poulsen, R. N.; Villholth, K.; Krogsgaard, J.; Dahl-Madsen, K. I.; Friis-Christensen, A.; Uhrenholdt, T.; Hansen, I. S.; Pedersen, S. E.; Jørgensen, O.; Windolf, J.; Jensen, M. H.; Refsgaard, J. C.; Hansen, J. R.; Ernstsén, V.; Børgesen, C. D. og Wiggers, L. (2004): Odense Fjord - Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Faglig rapport fra DMU nr. 485. Danmarks Miljøundersøgelser.

OECD (2003): OECD economic survey – Denmark. Country reviews. OECD.

Olesen, J.E.; Andersen, J.M.; Jacobsen, B.H.; Hvelplund, T.; Jørgensen, U.; Schou, J.S.; Graversen, J.; Dalgaard, T. og Fenham, J. (2001): Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets emission af drivhusgasser. DJF-rapport nr. 48. Markbrug. Danmarks Jordbrugsforskning.

Olesen, J.E. et al. (2004): Jordbrug og klimaændringer. **Rapport fra klimagruppen**. Rapport. Danmarks JordbrugsForskning.

Paaby, H.; Møller, F.; Skop, E.; Jensen, J.J.; Hasler, B.; Bruun, H. og Asman, W. (1996): Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. Metode, model, analyse. Faglig rapport fra DMU, nr. 165.

Plantedirektoratet (2003): Fysisk kontrol af gødningsregnskaber.

Plantedirektoratet (2004): Danmarks forbrug af handelsgødning 2002/03.

Poulsen, H.D. et al. (2003a): Fosfor i dansk landbrug – Omsætning, tab og virkemidler. Rapport fra **Fosforgruppen (P-U-1)**.

Poulsen, H.D. et al. (2003b): Kvælstof og foder. Notat fra **Kvælstoffodergruppen**.

Rude, S. (1987): Vandmiljøplanen og landbruget – kvælstofforbrug og økonomi. Rapport nr. 34. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.

Rygnestad, H.; Jensen, J.D. og Dalgaard, T. (2000): Måltrettet eller generelle politiske virkemidler? Økonomiske analyser i geografisk perspektiv. Working paper, no. 17/2000.

- Rådet for den europæiske Union (2003): Reform af den fælles landbrugspolitik – Formandskabets kompromis (i forståelse med Kommissionen). Notat nr. 10961/03, Bruxelles den 30. juni 2003.
- Schou, J.S.; Skop, E. and Jensen, J.D. (1998): Integrated Economic and Environmental Analysis of Nitrogen Pollution from Agriculture. Rapport nr. 96. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Schou, J.S.: Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. (2000): Integrering af landbrugsdata og pesticid-miljømodeller. Integrerede MiljøInformationsSystemer (IMIS). Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 326.
- Schou, J.S.; Møller, F. & Birr-Pedersen, K. (2002): Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 158.
- Schou, J.S. (2003): Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Faglig rapport nr. 443 fra DMU.
- Schou, J.S. (2003b): Samfundsøkonomisk analyse af indvindingsstrategier for grundvand i oplandet til Havelse Å. Rapport for MERIT projektet, forthcoming.
- Schou, J.S. & Birr-Pedersen, K. (2000): Velfærdsøkonomiske analyser af tiltag til reduktion af landbrugets drivhusemissioner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Danmarks ratificering af Kyoto-protokollen, december 2000, p. 12.
- SJI (1991): Landbrugets økonomi – Efteråret 1991. Rapport. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut.
- Skov- og Naturstyrelsen & Fødevareministeriet (2002): Udkast til regeringens redegørelse om midtvejsevaluering af Vandmiljøplan II.
- Søndergaard, M.; Jensen, J. P.; Liboriussen, L. og Nielsen, K. (2003): Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger VMP III, Fase II, Faglig rapport fra DMU nr. 480. Danmarks Miljøundersøgelser.

- Toivonen, A-L.; Appelblad, H.; Bengtsson, H.; Geertz-Hansen, B.; Gudbjergsson, P.; Kristofersson, G.; Kyrkebø, D.; Navrud, S.; Roth, E.; Tuunainen, P. & Weissglas, G. (2000): Economic value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries. TemaNord, Nordisk Ministerråd.
- Wier, M.; Hasler, B.; Andersen, J.M. og Jensen, J.D. (2001): Environmental and Economic Effects of a fall in cereal prices in the EU internal market. The case of Denmark. *Environmental and Resource Economics*, 20: 73-90.
- Ørum, J. E. (2003): Driftsøkonomisk analyse af reduceret pesticidanvendelse i dansk landbrug. En opdatering af Bicheludvalgets analyser. Rapport nr. 163. Fødevareøkonomisk Institut.

Appendiks 1. Rapporter fra de tekniske undergrupper under VMPIII

(ordnet efter gruppe nr.):

1. Jørgensen, V. et al. (2003). Anvendelse af næringsstofbalancer for landbruget ved vurdering af erhvervets påvirkning af miljøet. Rapport fra **Balancegruppen (F1)**.
2. Larsen, H. et al. (2003). Afrapportering fra arbejdsgruppen om økonomiske virkemidler til regulering af kvælstof og fosfor. Rapport fra **Skattegruppen (F2)**.
3. Christiansen, A. et al. (2003). Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstofbelastningen. Rapport fra **Teknologigruppen (F3)**.
4. Jensen, J. (2003). Faglig notat fra Teknisk Undergruppe F4 vedr. frivillige virkemidler. Rapport fra **Frivillige virkemidler gruppen (F4)**.
5. Overgaard, J.K. et al. (2003). Afrapportering fra underarbejdsgruppen om gødningsplaner. Rapport fra **Gødningsplangruppen (F5)**.
6. Jacobsen, B.H. et al. (2004). Omkostninger ved reduktion af næringsstoffabet til vandmiljøet. Rapport fra **Økonomimodelgruppen (F6a)**. (Nærværende rapport).
7. Nielsen, K. et al. (2003). Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Fase I. DMU rapport fra **Miljømodelgruppen (F6b)**.
8. Nielsen, K. et al. (2004). Odense Fjord og Søndergaard, M. et al. (2003). Danske Søer. Fase II. DMU rapporter fra **Miljømodelgruppen (F6b)**.
9. Andersen, J. M. et al. (2003). Naturintegration i Vandmiljøplan III. Rapport fra **Naturintegrationsgruppen (F7)**.
10. Pedersen, A. K. et al. (2003). Afrapportering fra Dokumentationsgruppen. Rapport fra **Dokumentationsgruppen (F8)**.
11. Leth-Petersen, M. et al. (2003). Notat fra Scenariegruppen om reguleringssystemer, valg af virkemidler og opstilling af scenarier. Rapport fra **Scenariegruppen (F9)**.
12. Jørgensen, U. et al. (2003). Forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstoftab. Rapport fra **Kvælstofgruppen (F10)**.
13. Olesen, J. E. et al. (2004). Jordbrug og klimaændringer. Rapport fra **Klima-gruppen (F11)**.
14. Poulsen, H.D. et al. (2003). Kvælstof og foder. Notat fra **Kvælstoffoder-gruppen**.

15. Poulsen, H.D. & Hansen, J.F. et al. (2003). Fosfor i dansk landbrug – Om-sætning, tab og virkemidler. Rapport fra **Fosforgruppen (P-U-1)**.
16. Larsen, H. et al. (2004). Regulering af fosfor. Rapport fra **Fosforfokusgrup-pen**.
17. Jørgensen, U. et al. (2003). Analyse af VMPIII scenarier for Mariager Fjord.
18. Blicher-Mathiesen, G. og Grant, R. (2003). Faglig vurdering af VMPIII sce-narier. **Miljømodelgruppen**.

Endvidere er der udgivet 6 rapporter fra de 3 arbejdsgrupper benævnt DEL I – VI.
Alle de endelige rapporter kan findes på hjemmesiden : www.VMP3.dk

Appendiks 2. Beregning af skyggeafgift ved stramning af gødningsnorm

I ESMERALDA modelleres en normstramning som en bedriftsspecifik ”skyggeafgift” på kvælstofgødning λ_n^f for bedrift f

$$\Delta N_f = \sum_{i \in \text{afgrøder}} a_i^f \cdot (n_i^{ny} - n_i^{gl.}) - u \cdot \sum_{h \in \text{husdyr}} z_h^f \cdot n_h = N_0^f \cdot \varepsilon_{nn} \cdot \frac{\lambda_n^f}{w_n}$$

\Updownarrow

$$\lambda_n^f = \frac{w_n}{\varepsilon_{nn}} \cdot \frac{\sum_{i \in \text{afgrøder}} a_i^f \cdot (n_i^{ny} - n_i^{gl.}) - u \cdot \sum_{h \in \text{husdyr}} z_h^f \cdot n_h}{N_0^f}$$

hvor ΔN_f er ændringen i forbruget af kvælstofgødning på bedrift f , a_i^f er bedriftens areal med afgrøde i , $n_i^{gl.}$ og n_i^{ny} er henholdsvis gamle og nye afgrødespecifikke kvælstofgødningsnormer pr. hektar, u er den forudsatte udnyttelsesgrad af kvælstof i husdyrgødning, z_h^f er bedriftens antal husdyr af type h , n_h er normtallet for kvælstof i husdyrgødning fra husdyrtype h , N_0^f er bedriftens kvælstofforbrug i udgangssituationen, w_n er prisen på kvælstofgødning og ε_{nn} er priselasticiteten for kvælstofgødning på bedriftsniveau. Ændringen i bedriftens forbrug af kvælstofgødning som følge af normstramningen kan således beregnes som summen af de respektive afgrødearealer multipliceret med ændringerne i kvælstofnorm på afgrødeniveau, fratrukket den del af kvælstofbehovet, som forudsættes dækket af bedriftens egenproduktion af husdyrgødning. Alternativt kan den opstilles som den initiale mængde, multipliceret med implicit relativ prisændring på kunstgødning som igen multipliceres med priselasticiteten for bedriftens gødningsefterspørgsel. Herved opnås en ligning som kan løses med hensyn til skygge-afgiften på kvælstofgødningen. Dette er tilgangen som benyttes i de foreliggende ESMERALDA beregninger vedr. stramning af kvælstofgødningsnormerne. Bemærk, at der forudsættes uændret udnyttelse af husdyrgødningen og uændret husdyrtæthed i beregningen af skyggeafgiften.

Appendiks 3. VVM-redegørelser og VVM-screeninger i amterne

I dette afsnit diskuteres kort det aktuelle omfang af tilladelser til udvidelse af husdyrproduktionen og hvilken effekt, det har på landbrugsproduktionens påvirkning af miljøet. Dette er vigtigt for at kunne vurdere, hvilken adfærdsændring virkemidler under VMPIII vil have. Såfremt der regionalt er implementeret krav, der senere iværksættes på nationalt plan, kan effekten blive mindre end forventet.

Amternes regulering af husdyrproduktionen sker udelukkende gennem VVM-bestemmelserne i Planloven og den tilhørende Samlebekendtgørelse. VVM-bestemmelserne om husdyrproduktion indebærer, at en planlagt produktion på mere end 210/250/270 dyreenheder (afhængig af produktionens sammensætning) altid kræver fuld VVM-procedure (VVM-redegørelse) jf. bilag 1 i Samlebekendtgørelsen. Hvis udvidelsen/ændringen af produktionen ikke medfører overskridelse af de faste grænser, skal det pågældende projekt igennem en såkaldt VVM-screening jf. bilag 2 i Samlebekendtgørelsen. Landmanden kan, uanset amtets afgørelse i en konkret sag, fortsætte med den hidtidige lovlige drift. Dette tolkes af nogle amter således, at VVM-reglerne ligesom andre planlovsregler ikke kan gøre indgreb i eksisterende lovlig produktion og arealanvendelse i et område.

I VVM-redegørelser skal belastningen fra den samlede ansøgte produktion på ejendommen (anlæg) vurderes og eventuelt reguleres, og regionplanmyndigheden skal vedtage retningslinier for produktionen i et tillæg til Regionplanen.

I en VVM-screening er det kun merbelastningen som følge af den ansøgte udvidelse/ændring af produktionen, der skal vurderes, og der kan ikke stilles krav om at nedbringe belastningen fra den eksisterende produktion. Der kan således ved en VVM-screening ikke reguleres i den nuværende produktions eventuelt store kvælstofudvaskning eller eventuelle overskudstilførsel af fosfor til udspretningsarealet. Naturklagenævnet har desuden fortolket VVM-bestemmelserne således, at anlæg under 210/250/270 dyreenheder (omfattet af VVM-screening) kun undtagelsesvis kræver VVM-procedure, og normalt kun hvis de placeres i områder, der er særligt miljøfølsomme eller rummer særlige naturbeskyttelsesværdier, idet de generelle miljøregler i andre tilfælde bør være tilstrækkelige til at sikre miljøet.

Naturklagenævnet har desuden ved afgørelse af konkrete sager fastlagt en form for ”væsentlighedsgrænser” vedrørende belastning af natur, overfladevand og nabogener

(lugt). Projekter under ”væsentlighedsgrænserne” kan meget vanskeligt reguleres. Naturklagenævnet har således fastslået, at merbelastninger på under ca. 30 dyreenheder i nitratfølsomt indvindingsområde *ikke* er VVM-pligtige.

Der er i dag ikke nogen samlet opgørelse over, hvilke krav de enkelte amter stiller ved VVM-screeninger, men samtaler med personer i amterne synes at vise, at nogle amter (fx Ringkøbing Amt og Nordjyllands Amt) stiller krav til hele bedriften, mens andre amter (fx Fyns Amt) kun stiller krav i relation til udvidelsen (som beskrevet ovenfor). Der synes således i dag at være nogen forskel i de krav, der stilles ved VVM-screeninger.

Det fremgår af et notat om VVM-behandlingen, at antallet af screeninger af udvidelse/ændring af husdyrproduktioner er steget fra 277 i år 2000 til ca. 2.700 i 2002, heraf er kun en mindre del (3 pct. i 2002) blevet pålagt VVM-pligt. Antallet af screenings-sager forekommer naturligvis mest i Jylland og på Fyn, med ca. 200-350 sager pr. amt. Det forventes, at det årlige antal sager er omkring 2.400-2.600 sager (Christensen et al., 2003). En stor del af de VVM-pligtige projekter bringes ud af VVM-pligten ved, at der foretages mindre ændringer i de foreslåede projekter. Efterhånden som amternes praksis på området er blevet mere kendt, undgår ansøgerne i en del tilfælde VVM-pligten ved at foretage disse ændringer, allerede inden projektet indsendes til amtet første gang.

Med hensyn til kvælstofudvaskningen har VVM-behandlingen typisk givet sig udslag i krav om ingen (eller en reduceret) merudvaskning eller en maksimal kvælstofudvaskning fra rodzonen beregnet med en simpel udvaskningsmodel, N-LES (Simmelsgård IIIb) eller Daisy.

Med hensyn til fosfor har VVM-behandlingen typisk givet sig udslag i krav om, at udvidelsen/ændringen ikke må betyde en stigning i fosforoverskuddet på bedriftsniveau eller, at der efter udvidelse/ændring kun må være et mindre fosforoverskud ($<1-3$ kg P pr. ha) for hele bedriften.

I den hidtidige praksis har alle udvidelser/ændringer af husdyrholdet skullet igennem en VVM-screening. Ved et gennemsnit på ca. 2.500 sager årligt og en gennemsnitlig udvidelse pr. projekt på ca. 50 DE betyder det, at en udvidelse af husdyrproduktionen på ca. 125.000 DE årligt VVM-screenes. Det er dog kun en mindre del heraf, der kan reguleres, og det er kun i en del af de sager, der kan reguleres, at der stilles

krav om ingen merudvaskning og fosforbalance/ingen forøgelse af fosforoverskuddet, jf. ovenstående.

Det skønnes derfor, at det kun er ca. 30 pct. af den samlede produktionsudvidelse, der ved en VVM screening pålægges begrænsninger. Endvidere bliver ikke alle sager gennemført grundet andre forhold. Det skønnes dog, at 80 pct. af alle godkendte ansøgninger ender i en produktionsudvidelse.

Dette svarer til, at der i forbindelse med VVM-screening årligt sker en regulering af husdyrproduktion svarende til ca. 30.000 dyreenheder ($125.000 \cdot 0,3 \cdot 0,8$). Dertil kommer egentlige VVM-godkendelser, der årligt omfatter ca. 100 sager med ca. 400 dyreenheder efter udvidelse/ændring svarende til 40.000 dyreenheder. Det skønnes at kun halvdelen af den produktion, der indgår i de egentlige VVM-godkendelser, er eksisterende produktion.

Samlet påvirker VVM-behandlingen årligt udvidelser på ca. 50.000 dyreenheder svarende til 2 pct. af den samlede husdyrproduktion omfattende ca. 2,5 mio. dyreenheder i 2001 jf. Danmarks Statistik.

Konklusion

Da VVM-bestemmelserne kun i forbindelse med de egentlige VVM-godkendelser giver mulighed for at regulere den eksisterende husdyrproduktion, har VVM kun en meget begrænset effekt på miljøbelastningen fra den eksisterende husdyrproduktion. Dog synes der mellem amter at være nogen forskel på de krav, der kan stilles ved en VVM-screening specielt i forhold til fosfor.

Analysen viser endvidere, at nogle af de virkemidler, der foreslås i VMPIII, specielt i relation til fosfor allerede er implementeret i forbindelse med VVM-screeninger. Dette har betydet af nye virkemidler, som fx fytase fodring og ændret sædskifte, allerede er implementeret på disse bedrifter.

Det må forventes, at amterne fremover vil skærpe VVM-kravene såfremt de ikke via VMPIII og andre tiltag kan leve op til de fremtidige forpligtelser til at sikre opfyldelsen af Vandrammedirektivet. Dette kan betyde skærpede miljøkrav til en række landbrugsdrifter i følsomme områder, herunder skærpede krav til eksisterende bedrifter (planteavl såvel husdyrbedrifter), samt skærpede krav i forbindelse med udvidelse og ændring af husdyrproduktionen.

Appendiks 4. Fosfortildelingen fordelt på bedriftstyper i Fyns Amt 2000/01

Type	Areal	DE/ha	Husdyrgød. Kg P pr. ha	Handels Kg P pr. ha	Fraført Kg P pr. ha	Overskud Kg P pr. ha	Overskud Tons P
A1		0,3	16	10	20	7	63
A2		0,8	31	0	20	12	16
A3		1,1	58	0	20	39	29
A4		1,4	43	5	20	29	17
A5		1,6	48	0	20	28	50
A6		2,1	57	0	20	37	91
K1		0,3	12	13	20	5	38
K2		0,8	17	9	20	7	62
K3		1,1	20	7	20	8	39
K4		1,4	24	5	20	9	64
K5		1,6	27	3	20	11	64
K6		2,1	30	0	20	11	56
K7		2,3	35	0	20	16	171
P1		0,3	10	15	20	5	67
P2		0,8	18	7	20	6	1
P3		1,1	5	19	20	5	0
P4		1,4	15	10	20	5	0
P5		1,6	0	23	20	4	0
P6		2,1	18	7	20	5	0
S1		0,3	14	11	20	6	44
S2		0,8	25	5	20	11	212
S3		1,1	30	0	20	11	88
S4		1,4	34	0	20	14	106
S5		1,6	33	0	20	14	77
S6		2,1	35	0	20	15	281
U0		0,3	13	10	20	3	260
U1		0	0	21	20	2	3
Gns.			21	7	20	8	
Total	226.000	220.000	4.730	1.557	4.458	1.897	1.897

Bemærkninger:

Der er som udgangspunkt anvendt henholdsvis 18 og 21,6 kg P pr. DE for kvæg og svin.

Resultaterne fra gødningsregnskabet angiver kvælstof og det er her antaget at der er et fast forhold mellem N og P tildeling. Dette forhold udgør 2,8 for andre husdyr (fjerkræ), 5,6 for kvæg og 3,3 for svin. Disse forholdstal er hentet fra Normtal 2001 (Damgaard et al. , 2002).

Der er tildelt 190 tons P fra slam som indgår sammen med husdyrgødning

Der er indregnet såsæd omfattende ca. 70 tons P (0,3 kg P pr. ha) (indgår kun i P overskud).

Kilde: Jørgensen (2003a) , DJF og egne beregninger.

Appendiks 5. Konsekvensskema for balanceafgift (budget-økonomisk)

Mio. kr./år* og tons/år**

	2001	2001 Dereg.	2001 Fuld VMP II	4 kr.	8 kr.	12 kr.
Korn, bruttoudbytte kr.	5.558	5.609	5.450	6.281	6.749	7.170
Ærter, bruttoudbytte kr.	125	68	175	47	39	36
Raps, bruttoudbytte kr.	375	454	352	213	179	165
Kartofler, bruttoudbytte kr.	1.011	1.044	997	884	801	746
Sukkerroer, bruttoudbytte kr.	1.016	1.001	1.043	909	876	849
Græs- og kløverfød, bruttoudbytte kr.	4.945	4.941	4.941	4.944	4.944	4.944
Mælk, bruttoudbytte kr.	11.327	11.327	11.327	11.417	11.507	11.597
Andet bruttoudbytte kvæg, kr.	2.177	2.177	2.177	2.188	2.205	2.222
Smågrise, bruttoudbytte kr.	21.069	21.069	21.069	21.226	21.335	21.495
Fjerkræ, bruttoudbytte kr.	2.161	2.161	2.161	2.197	2.332	2.355
Udleje driftsmidler, bruttoudbytte kr.	1.313	1.313	1.313	1.313	1.313	1.313
Andet	2.705	2.705	2.705	2.705	2.705	2.705
Tilskud						
Tilskud planteproduktion, bruttoudbytte kr.	5.280	5.250	5.255	5.290	5.306	5.320
Generelle tilskud	995	995	995	995	995	995
Bruttoudbytte	60.057	60.114	59.959	60.610	61.287	61.913
Omkostning udsæd, kr.	1.610	1.606	1.607	1.609	1.609	1.609
Omkostning kunstgødning, kr.	1.560	1.778	1.384	2.527	2.926	3.417
Omkostning kemikalier, kr.	1.135	1.213	994	1.234	1.270	1.309
Omkostning kraftfoder, kr.	16.936	16.440	17.214	17.355	18.670	19.736
Energi, inkl. afgifter	2.210	2.105	2.332	2.370	2.557	2.735
Vedligeholdelse	3.409	3.409	3.409	3.409	3.409	3.409
Omkostning maskinstation, kr.	2.479	2.271	2.648	2.791	2.980	2.958
Omkostning dyrlæge og medicin, kr.	924	924	924	923	925	924
Kontrolomkostninger, kr.	1.182	1.182	1.182	1.182	1.185	1.183
Afskrivning driftsbygninger, kr.	3.917	3.917	3.917	3.917	3.917	3.917
Afskrivning grundforbedring, kr.	98	98	98	98	98	98
Afskrivning inventar, kr.	6.095	6.095	6.095	6.095	6.095	6.095
Arbejdskraft	10.590	11.007	10.408	10.509	10.114	9.904
Miljøkonsekvenser:						
Reduceret kvælstofudvaskning, tons ***				22.000	32.200	36.500
Reduceret Ammoniakemission, tons				1.320	2.340	2.700
Reducerede klimagasemissioner, CO ₂ -ækvivalenter				720.000	1.280.000	1.480.000

*) Konsekvenserne er opgjort i årlige omkostninger i mio. kr., og FØI's forudsætning om 4 procent kapitalafkast er korrigeret til 6 procent for at afspejle Finansministeriets og Miljøministeriets (Møller, 2001) anbefaling om denne afkastrate (jf. kapitel 3.7.). **) Miljøkonsekvenserne er som det fremgår af tabellen opgjort i tons per år. Opgørelsen er udført af Miljøgruppen (Blicher-Mathiesen & Grant 2003, notat af 20. november) og af Klimagruppen (Gyldenkerne & Hjort, 2003). ***) Udvaskningsestimaterne er beregnet af Miljøgruppen (Blicher-Mathiesen & Grant 2003, notat af 20. november.)

Appendiks 6. Konsekvensskema for normer og harmoni (budgetøkonomisk)

Administrative virkemidler beregnet med ESMERALDA

	2001	2001 dereg.	Fuld VMP II	10 procent normred. yderligere	Harmoni
Udbytte:					
Korn, bruttoudbytte mio. kr.	5.558	5.609	5.450	5.221	5.558
Ærter, bruttoudbytte mio. kr.	125	68	175	238	125
Raps, bruttoudbytte mio. kr.	375	454	352	325	375
Kartofler, bruttoudbytte mio. kr.	1.011	1.044	997	969	1.011
Sukkerroer, bruttoudbytte mio. kr.	1.016	1.001	1.043	1.062	1.016
Græs- og kløverfrø, bruttoudbytte mio. kr.	4.945	4.941	4.941	4.923	4.945
Mælk, bruttoudbytte mio. kr.	11.327	11.327	11.327	11.327	10.496
Andet bruttoudbytte kvæg, mio. kr.	2.177	2.177	2.177	2.177	1.988
Smågrise, bruttoudbytte mio. kr.	21.069	21.069	21.069	21.069	18.848
Fjerkræ, bruttoudbytte mio. kr.	2.161	2.161	2.161	2.161	2.161
Udleje driftsmidler, bruttoudbytte mio. kr.	1.313	1.313	1.313	1.313	1.313
Andet	2.705	2.705	2.705	2.705	2.705
Tilskud plante- og husdyrproduktion, (EU) , mio. kr.	5.280	5.250	5.255	5.233	5.187
Generelle tilskud (DK)	995	995	995	995	995
Forbrug af råvarer og kapital:					
Omkostning udsæd, mio. kr.	1.610	1.606	1.607	1.603	1.610
Omkostning kunstgødning, mio. kr.	1.560	1.778	1.384	1.203	1.560
Omkostning kemikalier, mio. kr.	1.135	1.213	994	955	1.135
Omkostning kraftfoder, mio. kr.	16.936	16.440	17.214	17.248	15.136
Energi, inkl. afgifter, mio. kr.	2.210	2.105	2.332	2.419	2.125
Vedligeholdelse, mio. kr.	3.409	3.409	3.409	3.409	3.409
Omkostning maskinstation, mio. kr.	2.479	2.271	2.648	2.785	2.481
Omkostning dyrlæge og medicin, mio. kr.	924	924	924	924	846
Kontrolomkostninger, mio. kr.	1.182	1.182	1.182	1.182	1.098
Afskrivning driftsbygninger, mio. kr.	3.917	3.917	3.917	3.917	3.917
Afskrivning grundforbedring, mio. kr.	98	98	98	98	98
Afskrivning inventar, mio. kr.	6.095	6.095	6.095	6.095	6.095
Arbejdskraft mio. kr.	10.590	11.007	10.408	10.352	9.821
Miljøkonsekvenser: *					
Reduceret kvælstofudvaskning, tons **				9.448	6.560
Reduceret Ammoniakemission, tons				900	6.500
Reducerede klimagasemissioner, CO ₂ ækvivalenter				407.000	457.000

* Beregnet uden overlap mellem virkemidlerne, jf. Blicher-Mathiesen & Grant, 2003.

** Udvaskningsestimater fra Blicher-Mathiesen & Grant, 2003, notat af 20. november, beregnet under forudsætning om udvaskningsgrad på 26,5. procent af handelsgødningsforbruget (Blicher-Mathiesen, pers. Meddelelse). Reduktion i husdyr udgør 400.000 DE.

Appendiks 7. Konsekvensskema for vårbyg

Eksempel: Dyrkning af vårbyg, 2001-priser

	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Total basis
	Enhed	Stk.	Pris pr. enhed	Kr. i alt pr. ha	
PRODUKTIONSVÆRDI					
Kerne	hkg	51,6	93,68	4840	416.250
Halm	FE	424	1,00	453	
Tilskud	kr.	2161		2472	
Ha i alt, hele landet					
I alt				7765	
OMKOSTNINGER					
Udsæd				436	
Kunstgødning				578	
Husdyrgødning				512	
Kemikalier				349	
Energi				233	
Maskinstation				469	
Øvrige planteavlsmkostninger				139	
Rentebelastning, beholdninger*				97	
Omkostninger I				2813	
Dækningsbidrag I				4952	
Arbejdsindsats	timer	14,2	107,54	1536	
Vedligeholdelse, inventar				391	
Afskrivning, inventar**				787	
Rentebelastning, inventar				192	
Omkostninger II				2906	
Dækningsbidrag II				2046	
Skatter og afgifter				352	
Forsikringer				138	
Diverse				287	
Vedligeholdelse, bygninger***				433	
Afskrivning, bygninger					
Vedl. og afskr., grundforbedringer				108	
Rentebelastning, bygninger*				680	
Omkostninger III				1998	
Omkostninger i alt				7744	
Nettooverskud/jordrente/ha				48	

* Beregning. FØI's afkast på kapital og beholdninger er 4 procent Denne renteforudsætning er korrigeret til en alternativ afkastrate på 6 procent (jf. kapitel 3.7.) .

** Beregning: Afskrivning på inventar repræsenterer i statistikken den tilladte afskrivning over tid snarere end det reelle værditab. Total investering er ikke opgjort i regnskaberne, men en reberegning er foretaget ved at korrigere for forudsætningen om 4 procent afkastrate til 6 procent. Herefter er der udført annuisering med annuiseringsfaktoren (jf kapitel 3.7.).

Appendiks 8. Konsekvensskema for efterafgrøder

	<i>Efterafgrøder før omlægning</i>	<i>Efter omlægning*</i>	<i>Med ekstra areal*</i>
Antal ha	120.000	120.000	120.000 + 185.000
Areal med efterafgrøder, fordelt på typer, ha	13.000 sået efter høst 6.600 korsblomstrende 21.600 frøgræs 78.000 udlæg, ler	13.200 sået efter høst 6.600 korsblomstrende 21.600 frøgræs 22.000 udlæg lerjord 8.000 sået efter høst sandjord 48.000 udlæg sandjord	13.200 sået efter høst 6.600 korsblomstrende 21.600 frøgræs 22.000 udlæg lerjord 8.000 sået efter høst sandjord 48.000 udlæg sandjord 26.000 sået efter høst 159.000 udlæg, sandjord
Antages udbyttetab som følge af efterafgrøden	Nej**	Nej**	Nej**
Miljøkonsekvenser, Kg N/ha:	Lerjord 12 kg N /ha, Sandjord 37 kg N/ha***.	37 kg N/ha	37 kg N/ha
Reduceret kvælstofudvaskning, tons		1.400	6.660
Reduceret Ammoniakemission, tons		0	0
Reducerede klimagasemissioner, CO ₂ ækv., tons		34.000	104.000

*) Areal i kursiv angiver omfordelt areal eller nyt efterafgrødeareal, med antaget fordeling på efterafgrødetyper.

**) Rådgivningscenteret forventer udbyttetab som følge af efterafgrøder, jf. Budgetkalkulerne, mens dette ikke er antaget i Kvælstofgruppen (Jørgensen et al., 2003) III.

***) Difference for de 56.000 godt 25 kg N/ha.

Appendiks 9. Tilskud til omlagte, udtagne arealer

Kr. pr. ha	<i>Skovrejsning</i>		<i>Braklægning (ekstensivt græs)</i>		<i>Lavbund – vådområde eller ekstensivt græs</i>	
	Budget	Velfærd	Budget	Velfærd	Budget	Velfærd
Braklægnings tilskud (indgår i følsomhedsanalyse)			2.450	3.060	2.450	3.060
Skovrejsnings tilskud	1.300	810				
MVJ tilskud, miljøvenlig drift ved udtagning af afgrøder indenfor omdrift (ikke højeværdiafgrøder)					2.950	1.844
MVJ tilskud til høstlet					910	569
MVJ tilskud, vedvarende græs over 4000 FE					1.320	825
MVJ tilskud, vedvarende græs under 4000 FE					540	338

Egen tilvirkning baseret på Schou (2003).

Det bemærkes, at de væsentligste forskelle mellem de budget- og velfærdsøkonomiske opgørelser af støtteordningerne, skyldes forskelle i finansieringen (Danmark vs. EU).

Appendiks 10. Forudsætninger vedr. N-udvaskningen ved udtagning

I Leth-Pedersen et al (2003) er der anført at det samlede vådbundsareal (dvs. lavbundsarealer med potentiale for vådområdeetablering) i Danmark er ca. 400.000 ha. I Blicher-Mathiesens & Grants (2003) beregninger af effekten på kvælstofudvaskning og afstrømning er der anvendt følgende forudsætninger for udtagningerne til vådområder:

- I VMPII vådområdeprojekter, dvs. på 8-12.000 ha, skal der opnås en N-fjernelse for projektområdet på min. 200 kg N/ha år.
- For de resterende arealer er der forventet en lavere N fjernelse. Det skyldes, at udtagningen forventes at ske både med henblik på at opnå N- fjernelse og for at opnå bedre naturkvalitet (dvs. der introduceres en ekstra målvariabel), og fordi en omfattende udtagning i ådale også vil omfatte arealer med et lavere reduktionspotentiale. Derfor har miljøgruppen antaget en gennemsnitligt reduktionskapacitet på 100 kg N/ha/år i beregningerne for nye vådområder.

For skovrejsning antages der en reduktion i udvaskningen på 54 kg N/ha, mens der for ekstensivt græs antages en reduktion på 10 kg N/ha iht. Blicher-Mathiesen & Grant (2003). For braklagte arealer antages en reduktion på 20 kg N/ha.

Disse forudsætninger svarer til de beregnede udvaskning i kapitel 10.

Appendiks 11. Beregning af jordrenten i referencesituationen

Datagrundlaget er driftsgrensregnskaberne fra Fødevareøkonomisk Institut. Jordrenten beregnes på grundlag af regnskabsdata for 9 forskellige salgsafgrøder, 4 foderafgrøder og 9 forskellige typer af husdyrproduktion (malkekvæg, slagtekvæg, slagtesvin m.v.) Disse kalkuler, der er baseret på FØI's landbrugsregnskabsstatistik for 2001, indgår som beregningsforudsætninger. Et eksempel vedrørende vårbyg er gengivet i appendiks 7.

Hvis udtagningen er målrettet til bestemte lokaliteter, er det muligt at udføre konkrete beregninger af ændringer i afgrøde- og husdyrproduktion, ressourceforbruget herved og den resulterende jordrente i området sammenlignet med referencesituationen. Men da denne ikke er kendt, er det nødvendigt at gøre en række antagelser om produktion, på de arealer der udtages. Her er det valgt at anvende gennemsnitlige forudsætninger vedrørende den hidtidige produktion som forudsætning for beregningerne af tabt budget- og velfærdsøkonomisk jordrente.

Disse gennemsnitsantagelser kan adskille sig meget fra de faktiske forudsætninger i de konkrete områder, der evt. bliver udtaget. Bl.a. er det meget kritisk, at husdyrholdet ikke er kendt, da udtagning kan begrænse husdyrholdet i nogle områder. Det er derfor anlagt en grov gennemsnitsbetragtning også på effekten på husdyrholdet, idet det er forudsat, at det udtagne areal fordeler sig på husdyr- og planteavlsbedrifter på samme måde som den landgennemsnitlige fordeling. Et eksempel kan bruges til at klargøre dette:

Vårbyg blev dyrket på ca. 22 pct. af det samlede dyrkede areal i hele landet i 2001⁴⁹. Det samlede vårbygareal fordelte sig med 38 pct. på planteavlsbedrifter, 24,5 pct. på kvægbedrifter og 37 pct. på svinebedrifter. Dvs. af det samlede areal der udtages, regner vi med, at 22 pct. er vårbyg. Af dette areal er 38 pct. beliggende på planteavlsbedrifter, de resterende 62 pct. på husdyrbedrifter. Den samme fordeling sker for de øvrige afgrøder. Dog er det ikke regnet med produktion af specialafgrøder i disse områder.

Udtagningen på planteavlsbedrifter får ved den *alt-andet-lige* tilgang til jordrentebe-
regningen ingen konsekvenser ud over den tabte jordrente fra disse arealer, men for

⁴⁹ Arealet dyrket af svine, plante og kvægbedrifter, excl. gartneri, pelsdyr og fjerkræ.

husdyrbedrifterne mistes også harmoniareal, dvs. arealer til fordeling af husdyrgødningen. Denne husdyrgødning skal tildeles andre arealer, eller husdyrtallet må reduceres.

I analysen i Odense Fjord oplandet er det forudsat, at husdyrgødningen kan transporteres til andre områder og hermed omfordeles. Dette medfører bl.a. en øget omkostning til transport af husdyrgødningen, og i de mest omfattende scenarier kan det være nødvendigt at reducere husdyrholdet.

I nærværende beregning antages, at kvægholdet forbliver uændret, da der også skal bruges kvæg til plejen af naturarealerne efter udtagningen. Det er her ikke taget hensyn til fordeling mellem malkekvæg og andet kvæg, hvilket bør gøres i en mere detaljeret beregning. For svin er det antaget, at der sker en reduktion svarende til svinebedriftenes arealandel. Reduktion i antal dyreenheder (svin) udgør således ca. 19.000, 38.000, 108.000 og 216.000 DE ved de fire niveauer i tabel A11.1. Dette indebærer antageligt en overvurdering af jordrentetabet, men tilsvarende vil antagelsen om fastholdt kvægproduktion kunne indebære en undervurdering.

På det tidspunkt, hvor forudsætningerne vedr. udtagningsarealer evt. er kendte, bør den reelle effekt derfor genberegnes med de reviderede og detaljerede forudsætninger vedr. produktionskonsekvenserne. Dette er også centralt i forbindelse med skovrejsning, hvor de mulige rekreative effekter vil være stærkt lokalt betingede, jf. diskussion vedr. afledte miljø effekter.

Afgrødefordelingen i referencesituationen, inden udtagning

Fordelingen af hvilke afgrøder som antages udtaget, fremgår af tabel A11.1.

Tabel A11.1. Beregnet udtaget areal

Afgrøde	Ha, der udtages i scenario 1 (5 pct.)	Ha, der udtages i scenario 2 (10 pct.)	Ha, der udtages i scenario 3 (25 pct.)	Ha, der udtages i scenario 4 (50 pct.)
Handelsroer	3.286	6.715	18.948	37.935
Ærter	1.079	2.205	6.222	12.458
Raps	2.396	4.896	13.815	27.659
Rug	1.983	4.052	11.434	22.892
Vinterhvede	19.284	39.408	111.198	222.625
Vinterbyg	4.457	9.107	25.698	51.449
Vårbyg	18.016	36.816	103.884	207.982
I alt	50.500	103.200	291.200	583.000

Kilde: Egen beregning af fordelingen på baggrund af Danmarks Statistik, afgrødefordeling 2001.

Som det fremgår, svarer de forudsatte udtagne arealer til Scenariegruppens forudsætninger, dvs. for udtagning som virkemiddel alene. Der antages den samme relative afgrødefordeling inden udtagning i beregningerne af udtagning sammen med andre virkemidler.

Jordrenten for disse afgrøder er herefter beregnet med anvendelse af FØI's driftsregnskabsdata for 2001. De beregnede jordrenter i budget og velfærdsøkonomiske priser fremgår af tabel A11.2.

Tabel A11.2. Beregnede jordrenter for arealer inden udtagning, 2001 og 1997 (1997 i parentes)

Afgørde	Budget-økonomisk jordrente, kr./ha		Velfærds-økonomisk jordrente, kr./ha	
	(1997)	2001	(1997)	2001
Handelsroer	(4.137)	3.759	(8.172)	7.917
Ærter	(1.112)	69	(2.682)	1.630
Raps	(1.310)	102	(3.014)	1.580
Rug	(454)	-292	(1.533)	723
Vinterhvede	(750)	170	(2.356)	1.750
Vinterbyg	(-39)	-594	(1.699)	967
Vårbyg	(341)	48	(1.485)	1.203
Vægtet gns.*		269		937

*) Vægtet ift. hver afgrødes andel af samlet areal. Beregningsforudsætningerne er uendelig tidshorisont, 6 procent alternativ afkaststrate og 3 procent tidspræferencerate. Egne beregninger med anvendelse af FØI's regnskabsstatistik, samt Landbrugsstatistik fra Danmark Statistik.

Det fremgår af opgørelsen, at de beregnede jordrenter er lave og endda negative for en række afgrøder. Dette skyldes dels, at jordrenterne generelt var lave i året 2001. Således ses det af tallene i parentes for 1997, som var et gennemsnitsår, at jordrenterne var højere for alle afgrøder dette år jf. Schou & Birr Pedersen, 2001). Dvs. at anvendelsen af 2001 data giver et lavt estimat for jordrentetabet ved udtagning.

Ud over de beregnede jordrentetab vil det som nævnt være af stor betydning om husdyrproduktionen påvirkes af udtagningen af arealer på grund af problemer med at overholde harmonibestemmelserne i Landbrugsloven på 1,7 DE /ha. I gennemsnit for hele landet er der 1 DE/ha.

Jordrentetabet som følge af tabt svineproduktion kan opgøres pr. ha ved antagelse om, at der er et gennemsnitligt husdyrtryk på 1 DE/ha i de udtagne områder, svarende til landsgennemsnittet. På basis af FØI's regnskabsdata er det her beregnet, at slagtesvineproduktionen i 2001 bidrog med 1.550 kr./ha i budgetøkonomisk jordrente ved et

husdyrtryk på 1,0 de/ha 910 kr./ha⁵⁰. Den velfærdsøkonomiske jordrente (ved en kalkulationsrente på 3 procent og alternativt kapitalafkast på 6 procent) er beregnet til 2.100 kr./ha for 1 de/ha. Under disse forudsætninger er det klart, at en omfattende reduktion i svineproduktionen som følge af udtagning vil medføre betydelige ekstra velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette jordrentetab skal adderes til jordrentetabet fra afgrøderne.

Beregningen af svineproducenternes areal, der potentielt kan falde ind under udtagningskrav, er foretaget på basis af Danmarks Statistik landbrugsdata. I henhold til Danmarks Statistik blev 42 procent af korn og rapsproduktionen dyrket på svineavlsbedrifterne i 2001 (Danmarks Statistik, 2003). I scenarierne betyder det, at mellem 20.000 (scenario 1), 40.000 (scenario 2), 112.000 (scenario 3) og 224.000 ha (scenario 4) korn og raps arealer på svinebedrifter udtages.

Det antages endvidere, at denne omfattende reduktion i svinebedriftenes korn- og rapsareal vil sætte sig igennem som reduktioner i svineproduktionen. Omfanget heraf er det dog ikke muligt at give et entydigt bud på, men hvis dyreintensiteten på svinebrugene er som gennemsnittet for husdyrholdet i landet, svarer det til en reduktion på 1 de/ha på de potentielle udtagingsarealer. Det svarer til, at scenario 1 medfører et velfærdsøkonomisk jordrentetab på 2.100 kr./ha*20.000, hvilket er 42 mio. kr. årligt. For scenario 2 er det tilsvarende tab 84 mio. kr. årligt, for scenario 3 er tabet 235 mio. kr. årligt og for scenario 4 er tabet 470 mio. kr. årligt.

⁵⁰ Renteforudsætningen er 6 procent.

Appendiks 12. Ændret tidspræference-rate

De samlede omkostninger for hvert af scenarierne er beregnet med de tidligere beskrevne renteforudsætninger iht. Finansministeriets anbefaling og Miljøministeriets, på hhv. 3 og 6 procent. Det fremgår af resultaterne, at dette har stor betydning for den samlede beregnede nutidsværdi af tiltagene. Derimod har kalkulationsrenten kun meget beskednen betydning for de annuierede værdier, som er de primære resultatvariabel i dette arbejde.

Tabel A12.1. Nutidsværdi af budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af udtagning, scenariegruppens udtagningsforudsætninger*.
Forudsætning: 6 procent tidspræferencerate

Udtagning	5 pct. scenariet		10 pct. scenariet		25 pct. scenariet		50 pct. scenariet	
Mio. kr./år	50. 500 ha		103.200 ha		291.200 ha		583.000 ha	
Sum afgrøder, tab	39,3	126,1	27,8	208,9	78,4	589,5	156,9	1180,3
Svin, tab	18,3	50,0	36,6	100,0	102,1	280,0	203,8	560,0
Sum afgrøder og svin, tabt jordrente	57,5	176,1	64,3	308,9	180,5	869,5	360,7	1740,3

*) Denne beregning er kun foretaget for det lave jordrenteniveau, dvs. for beregningerne med regnskabsdata. Der er derfor tale om et nedre skøn for de velfærdsøkonomisk omkostninger.

Tabel A12.2. Nutidsværdi af budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af udtagning, scenariegruppens udtagningsforudsætninger*.
Forudsætning: 3 procent tidspræferencerate

Udtagning	5 pct. scenariet		10 pct. scenariet		25 pct. scenariet		50 pct. scenariet	
Mio. kr./år	50. 500 ha		103.200 ha		291.200 ha		583.000 ha	
Sum	39,3	81,2	27,8	96,7	78,4	273,0	156,9	546,5
Svin, reduktion	18,3	42,0	36,6	84,0	102,1	235,2	203,8	470,4
Sum afgrøder og svin, tabt jordrente	57,5	123,2	64,3	180,7	180,5	508,2	360,7	1016,9

*) Denne beregning er kun foretaget for det lave jordrenteniveau, dvs. for beregningerne med regnskabsdata. Der er derfor tale om et nedre skøn for de velfærdsøkonomisk omkostninger.

Appendiks 13. Jordrenteberegninger ved udtagning

Jordrenteberegning for skovrejsning på højbund

Ved privat *skovrejsning* er det muligt at få tilskud til dækning af etableringsudgifterne for skove over 2 ha samt indkomstkompensation. Tilskuddet er finansieret med 50 procent af EU og 50 procent af den danske stat i henhold til Rådforordning nr. 1257/1999. EU medfinansierer endvidere anden offentlig skovrejsning og statslige skovrejsningsprojekter der var udpeget inden år 2000. Endvidere er der i det nye landdistriktsprogram fra EU genåbnet en mulighed for medfinansiering af statslig skovrejsning.

I nærværende beregning følges antagelsen i Schou (2003) om, at tilskud udgør den eneste indtægt fra nye skovarealer (foruden indtægter ved jagt), da der med de nuværende priser på træ er realistisk at regne med en indtjening på 0. Dvs. at jordrenten fra skovrejsningsarealerne kan sættes lig med tilskuddet.

I Schou (op cit) er de nævnte tilskud til skovrejsning samt den annuierede værdi af disse satser beregnet for skovrejsning i form af løvskov. Det skal gøres opmærksom på, at denne støtte forudsætter, at skovrejsninger sker indenfor prioriterede skovrejsningsområder. Forudsætningen kan opfyldes enten ved, at der sker nye udpegninger som følge af VMP III eller, at udtagning til skov sker i de allerede udpegede områder. Skovrejsningstilskuddet udgør 1.300 kr./ha/år, og dette tilskud er beregnet til 810 kr. i velfærdsøkonomiske priser, da det kun er halvdelen af tilskuddet, der er finansieret af EU, og som skal indgå i den velfærdsøkonomiske beregning, multipliceret med en nettoafgiftsfaktor på 1,25 for internationalt handlede varer.

Jordrenteberegning for ekstensivt afgræsning af lavbundsarealer

Det antages, at der skal udføres naturpleje af de ekstensive græsarealer, og jordrenten herved er beregnet med samme forudsætninger som i Hasler & Schou (2003) for arealer, der omlægges fra omdrift til græs. Der forudsættes ikke, at det er nødvendigt med rydning eller andre engangsudgifter til plejen af arealerne.

Stude og får kan afgræsse lavbundsarealer. Hasler & Schou (op cit) har opstillet budget- og velfærdsøkonomiske jordrenter for ekstensiv afgræsning. Der er regnet med konventionel produktion med et græsningstryk på 1 dyreenhed pr. ha svarende til ca. 3 stude eller 7 moderfår pr. ha. Desuden tages udgangspunkt i en besætningsstørrelse på 40 DE, som står på dybstrøelsesstald om vinteren.

Hvorvidt eksempelvis husdyrgræsning er økonomisk attraktiv på lavbundsarealerne, kan afhænge af om arealet har en alternativ anvendelse. Hvis alternativværdien er nul (eller negativ), vil omkostningen til sommer-grovfoder kunne sættes til nul, både for fåre- og studeproduktionen. Ved en sådan delvis omkostningsdækning fås en budget-økonomisk jordrente på –700 kr./ha for stude og –600 kr./ha for får, mens den velfærdsøkonomiske jordrente er 200 kr./ha for stude og –800 kr./ha for får. Det skal bemærkes, at der i kalkulerne er indregnet en forventet lavere grovfoderproduktion på græsningsarealerne (1.750 FE/ha) end på konventionelle landbrugsarealer.

Foruden overvejelserne vedr. aflønning af sommer-grovfoderet har ud- og indbinding (kørsel) af stude og får fra stald til græs to gange om året betydning. Der kan være betydelige transportomkostninger, idet mange dyr skal fordeles på mange arealer. I de opstillede kalkuler er omkostningen til transport som nævnt sat til nul, hvilket ikke kan forventes at holde under de skitserede forudsætninger. For transport vil det således gælde, at omkostningerne pr. dyr – og dermed også pr. ha – vil stige med afstanden og antallet (størrelsen) af afgræssede lokaliteter. Da transportafstanden vil være afhængig af helt konkrete forhold, er det tilsvarende umuligt at give konkrete bud på transportomkostningerne. Som en approximation anslås det, at ud- og indbinding medfører en årlig budget- og velfærdsøkonomisk omkostning på hhv. 300 og 350 kr. pr. DE.

Samme problemstilling som ovenfor gør sig gældende for omkostningerne til hegning. Hasler og Schou (op cit.) har beregnet hegningsomkostningerne i studeproduktionen til 190 kr./ha⁵¹. I velfærdsøkonomiske priser er korrektionen 180 kr/ha.

Af tabel A13.1 fremgår de anvendte beregningspriser for afgræsning, som anvendes i nærværende analyser. Jordrenten for afgræsning er beregnet som et simpelt gennemsnit for stude- og fåreproduktion. Dette gøres, idet der ikke er mulighed for at belyse konkret, hvilken græsningsform, som vil blive anvendt på de enkelte arealtyper.

⁵¹ I Abildtrup (2002) anvendes en korrektionsfaktor på 170 kr/ha. Korrektionen er meget afhængig af kalkulationsrente samt antagelser vedr. arealets form. Dette vendes der tilbage til i følsomhedsanalyserne.

Tabel A13.1. Årlig budget- og velfærdsøkonomisk jordrente pr. ha for afgræsning

Græsningstryk på 1 DE pr. Ha	Budgetøkonomi kr./ha	Velfærdsøkonomi kr./ha
Jordrente fra græsningsarealer	-650	-300
Transport	-300	-350
Hegning	-190	-180
I alt	-1140	-830
MVJ tilskud, miljøvenlig drift ved udtagning af afgrøder indenfor omdrift (ikke højbærtafgrøder)	2.950	1.844
Sum	1.810	1.014

Det skønnes, at halvdelen af det udtagne areal i lavbundsområderne er våde og uden pleje, mens resten vil skulle plejes med ekstensiv afgræsning med MVJ tilskud. Dette er dog betinget af, at arealerne er lagt ud til SFL områder.

Vådområder

Ændres afvandingen, så der anlægges vådområder, og disse ikke skal plejes, vil omkostningen kun bestå af den tabte jordrente fra husdyr - og afgrødeproduktionen. Der kan være anlægsomkostninger ved etablering af vådområder, men disse er ikke indregnet her, da det ikke er oplyst, hvor mange arealer der kræver egentlige etableringsomkostninger.

Udtagningen i ådale sker som retablering af vådområder ved sletning af dræn således, at arealerne successivt bliver våde. Her ud over kan der være visse etableringsomkostninger, men da forudsætningerne for de konkrete retableringsprojekter ikke er kendte, forudsættes der her, at retableringen sker ved ophør af dræn. Der er ikke længere nationale naturplejetilskud (tidligere finansieret af Skov og Naturstyrelsen).